



RÔLES, IMPACTS ET SERVICES ISSUS DES ELEVAGES EN EUROPE

Rapport de l'Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA
à la demande des ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture, et de l'Ademe
Novembre 2016



Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)
Bertrand Schmitt – INRA, directeur

Responsables scientifiques :

Bertrand DUMONT, directeur de recherche, INRA Clermont Ferrand, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France
Pierre DUPRAZ, directeur de recherche, INRA Rennes, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Coordination du projet :

Catherine Donnars et Jonathan Hercule, INRA, DEPE

Contacts:

Bertrand Dumont : bertrand.dumont@inra.fr
Pierre Dupraz : pierre.dupraz@inra.fr
Catherine Donnars : catherine.donnars@inra.fr
Bertrand Schmitt : bertrand.schmitt@inra.fr

Le rapport d'expertise scientifique a été sollicité conjointement par les ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture et l'Ademe. Il a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA.

Le rapport d'expertise, la synthèse et la brochure de communication sont disponibles sur le site web de l'INRA (www.inra.fr).

Pour citer ce document :

Dumont B. (coord.), Dupraz P. (coord.), Aubin J., Batka M., Beldame D., Boixadera J., Bousquet-Melou A., Benoit M., Bouamra-Mechemache Z., Chatellier V., Corson M., Delaby L., Delfosse C., Donnars C., Dourmad J.Y., Duru M., Edouard N., Fourat E., Frappier L., Friant-Perrot M., Gaigné C., Girard A., Guichet J.L., Haddad N., Havlik P., Hercule J., Hostiou N., Huguenin-Elie O., Klumpp K., Langlais A., Lemauiel-Lavenant S., Le Perchec S., Lepiller O., Letort E., Levert F., Martin B., Méda B., Mognard E.L., Mougin C., Ortiz C., Piet L., Pineau T., Ryschawy J., Sabatier R., Turolla S., Veissier I., Verrier E., Vollet D., van der Werf H., Wilfart A. 2016, Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. INRA (France), 1032 pages.

Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe

Rapport d'expertise scientifique collective réalisé à la demande des ministères en charge
de l'Environnement et de l'Agriculture, et de l'Ademe

INRA-DEPE

Novembre 2016

Sigles et acronymes

AB : agriculture biologique

ACV : Analyse du cycle de vie

AOP : Appellation d'origine protégée

C : Carbone

CH₄ : Méthane

CO₂ : Dioxyde de carbone

CUMA : Coopératives d'utilisation du matériel agricole

EBE : Excédent brut d'exploitation

ESCo : Expertise scientifique collective

ETP : Equivalent temps plein

GES : Gaz à effet de serre

IAA : Industrie agro-alimentaire

ICHN : Indemnité compensatoire de handicap naturel

IGP : Indication géographique protégée

MAE : Mesure agro-environnementale

Mha : Million d'hectare

MJ : Mégajoule

Mtep : Million de tonne d'équivalent pétrole

N : Azote

N₂O : Protoxyde d'azote

NEM : Nouveaux états membres de l'Union européenne

NH₃ : Ammoniac

OP : Organisation de producteurs

OTEX : Orientation technico-économique des exploitations agricoles

P : Phosphore

PAC : Politique agricole commune

PAT : Production agricole totale

SAU : Surface agricole utile

SFP : Surface fourragère principale

SIQO : Signes officiels de la qualité et de l'origine

STH : Surface toujours en herbe

UGB : Unité de gros bétail

UE : Union européenne

UTA : Unité de travail annuel

Sommaire

Introduction	1
1. La demande d'expertise	2
2. Un contexte marqué par le rapport 2006 de la FAO « <i>Livestock's long shadow</i> »	4
3. L'organisation de la réponse à la demande d'expertise	9
 Chapitre 1 : Panorama de l'élevage dans l'Union européenne	17
1.1 : L'élevage européen dans le monde	18
1.2 : Tendances de consommation des produits animaux en Union européenne	48
1.3 : Quel rôle pour la distribution dans les filières animales ? Une comparaison européenne et un focus sur la France	66
1.4 : Les industries agro-alimentaires des filières animales : comparaison européenne	83
1.5 : La production et les échanges des Etats membres de l'UE en production animales	97
1.6 : De la co-localisation des différentes filières animales en Europe : des économies de gamme à l'échelle des territoires ?	129
1.7 : Structures des exploitations d'élevage dans l'Union européenne	145
1.8 : Pressions environnementales de l'élevage en Europe	163
annexes	181
 Chapitre 2 : Cadre conceptuel pour examiner rôles, impacts et services de l'élevage et des produits animaux	191
2.1. Introduction	192
2.2. Concepts et représentations pour décrire et expliquer les impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus de l'élevage	195
2.3. Concepts et représentations pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage et des produits associés	211
2.4. Conclusion	284
 Chapitre 3 : Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils	237
3.1. Introduction ou pourquoi évaluer la durabilité des systèmes d'élevage ?	238
3.2. Qu'est-ce qu'une évaluation ?	239
3.3. Qu'est-ce qu'un indicateur ?	243
3.4. L'évaluation multicritère	246
3.5. Exemples d'outils développés l'évaluation des activités agricoles	250
3.6. Pourquoi les aspects sociaux restent-ils peu considérés dans les évaluations multicritères?	259
3.7. Conclusion	260

Chapitre 4 : Impacts et services environnementaux issus des élevages européens	267
4.1 : L'élevage a un impact sur la qualité de l'air et produit des gaz à effet de serre	268
4.2 : L'élevage a des effets ambivalents sur les ressources en eau	300
4.3 : L'élevage peut contribuer à améliorer la qualité des sols	315
4.4 : L'élevage utilise des surfaces de terre, consomme et produit des ressources énergétiques et non renouvelable (cas du phosphore)	350
4.5 : L'élevage contribue à la biodiversité et inversement	382
Conclusion générale	420
 Chapitre 5 : Impacts et services sociaux et économiques	423
5.1 : Santé animale	424
5.2 : Bien-être animal et attentes sociétales	482
5.3 : Approches philosophiques sur la représentation sociétale de l'élevage	488
5.4 : Droit de l'environnement	494
5.5 : Enjeux juridiques de la consommation de produits animaux	572
5.6 : Evolutions et facteurs socioculturels de la consommation d'aliments d'origine animale en France et en Europe : état des connaissances	599
5.7 : Contribution des filières animales à la valeur ajoutée	666
5.8 : Le travail et l'emploi en élevage	692
5.9 : Les rôles et effets territoriaux de l'élevage	712
 Chapitre 6 : Diversité des bouquets de services fournis par les territoires d'élevage en Europe	755
Introduction	756
6.1 : Eléments de quantification pour l'analyse des services dans les territoires d'élevage d'Europe	757
6.2 : Territoires fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés, le cas des zones AOP	768
6.3 : Territoires portés par l'élevage, dans des conditions de milieu favorables et des marchés incertains : Le cas de l'Irlande	789
6.4 : Bouquets de services résultant de territoires en tension du fait d'une forte concentration animale	797
6.5 : Territoires de polyculture-élevage : entre concurrences avec les cultures et opportunités	823
6.6 : Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages.	845
6.7 : Systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs	865
6.8 : Zones urbaines et périurbaines, lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société	885
6.9. Conclusion : la coexistence d'une diversité de systèmes d'élevage offre des perspectives d'avenir aux territoires français et européens	905
 Chapitre 7 : Synergies, antagonismes et compromis entre services rendus par l'élevage : des connaissances scientifiques aux leviers d'action	909
Introduction	910
7.1. Mise en lumière des principaux antagonismes et synergies entre services rendus par l'élevage	912
7.2. Bouquets de services et compromis dans les grands types de territoires d'élevage	919
7.3. Modélisations globales et scénarios prospectifs	951
7.4. Conclusion	956

Chapitre 8 : Les formes de gouvernance des compromis	979
Introduction	980
8.1. Les leviers des performances économiques	980
8.2. Les leviers des performances environnementales	994
8.3. Conclusions et questions	1007
 Conclusion	 1015
1. Un contexte européen	1016
2. Un bouquet composé de multiples services difficiles à hiérarchiser et à agréger	1018
3. Identification des manques et des pistes pour la recherche	1025
 Liste des experts	 1031

INTRODUCTION DU RAPPORT D'EXPERTISE

Auteurs :

Catherine Donnars, Lise Frappier, Agnès Girard et Sophie Le Perchec

Introduction

Cette introduction présente la demande d'expertise, sa genèse et ses attendus (section 1), puis évoque les éléments du débat social dans lequel l'expertise s'inscrit (section 2) et décrit la démarche retenue pour répondre à la demande ainsi que les sources bibliographique qui fondent l'état des connaissances scientifiques analysé dans le rapport (section 3).

1. La demande d'expertise

Le Commissariat général au développement durable (ministère de l'Environnement) a initié la demande d'expertise souhaitant faire un état de l'art de l'empreinte environnementale de la consommation de produits animaux alors que plusieurs études pointaient l'impact important de l'élevage sur le réchauffement climatique et l'utilisation des ressources tout en questionnant la qualité nutritionnelle des produits (*cf.* section 2). Le ministère de l'Agriculture puis l'Ademe ont été associés à la discussion au cours de l'année 2015. Deux mouvements ont repositionné la demande initiale. Le premier a élargi l'analyse aux dimensions économiques, sociales et culturelles. L'objectif était de prendre en considération l'ensemble des effets. Le deuxième a exclu le volet nutritionnel de la présente demande d'expertise au motif qu'il aurait exigé un jeu de compétences trop large. Cependant, nous nous sommes convenus que lorsque la dimension nutritionnelle apparaissait dans la littérature étudiée, l'information était considérée au même titre que les autres résultats scientifiques.

L'exercice a donc consisté en un état des connaissances scientifiques disponibles sur les rôles, impacts et services issus des élevages. Il a pris la forme d'une Expertise scientifique collective (ESCo).

1.1 Un vue panoramique des rôles, impacts et services issus des élevages et de leurs produits

Le titre de l'expertise, « *Rôles, impacts et services -environnementaux, économiques et culturels- issus des élevages et des produits animaux* », résume le souci de considérer l'élevage et la consommation de produits animaux ensemble, et d'appréhender tous les effets issus de l'élevage qu'ils soient positifs ou négatifs, directs, indirects, induits, locaux ou délocalisés. La terminologie employée est volontairement englobante.

Le périmètre choisi est l'Europe (UE 28 ou UE et Suisse), mais l'analyse a mis l'accent sur la variabilité des conséquences selon les combinaisons territoriales intra-européennes. Ainsi, le grain d'analyse privilégié est régulièrement l'échelle du « territoire » ou du « système d'élevage » sans pour autant se figer sur des entités géographiques ou conceptuelles homogènes, ni s'interdire de regarder d'autres échelles, plus fines (l'exploitation, la parcelle, l'animal, la plante) ou plus larges (le monde), quand cela semblait possible et utile pour la compréhension des phénomènes.

L'évaluation des systèmes de production et des produits animaux s'appuient généralement sur des logiques d'impacts, de fonctions ou de services. Les études d'impacts comparent deux états, souvent dans le temps, soit vis-à-vis du passé soit en anticipant des modifications, sur un mode probabiliste. La notion de « rôles » renvoie aux finalités productives et non productives de l'élevage : fourniture de biens alimentation, traction, care, récréation, épargne, travail... Le concept de multifonctionnalité a soutenu durant la prise en compte de la diversité des rôles ; il semble aujourd'hui supplanté par les approches en termes de services. Un service fournit un avantage marchand ou non marchand issu des activités d'élevage et/ou de l'usage de produits d'origine animale. Parmi les services possibles, on retrouve : l'alimentation, les activités récréatives faisant appel aux animaux domestiques, l'esthétique des paysages pastoraux ou bocagers, la gastronomie des terroirs d'élevage, la diversité biologique des prairies, la production d'énergie, et plus largement la création de valeurs d'usage et d'échange. Dans l'expertise, le terme service renvoie à une acception différente de celle des « services écosystémiques » puisque le système considéré n'est pas un écosystème à proprement parlé mais un système d'élevage. L'acception du terme « service » inclut donc l'action humaine et n'équivaut pas aux services écosystémiques fournis par les écosystèmes agricoles, lesquels renvoient aux avantages ou aux nuisances

(« dysservices ») que la nature procure à l'agriculture¹ et à la société. Cette approche médiatisée par l'expertise internationale, *Millennium Ecosystems Assessment*, en 2005 (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) a structuré les services écosystémiques selon qu'ils ont une fonction d'approvisionnement, une fonction de régulation, une fonction culturelle et de support (cette dernière rubrique jugée redondante a disparu dans les travaux plus récents²). Contrairement au service, l'impact ou le rôle ne relie pas systématiquement la conséquence d'un phénomène à un « bénéficiaire ». De plus, alors que l'on opposait classiquement la prestation d'un service (généralement immatérielle), à la fourniture d'un bien (matériel), cette césure tend à s'estomper avec les « services d'approvisionnement » qui incorporent les biens alimentaires et les coproduits ; les services environnementaux de régulation pouvant également aboutir à un gain de stock de carbone dans le sol. Enfin, formellement, les rôles, impacts et services peuvent être positifs et négatifs, mais on observe que le terme impact est plus spontanément associé au registre des effets négatifs tandis que les rôles et services sont classés dans les aspects positifs. Régulièrement l'expression « impacts et services » est employée car les deux termes sont spontanément complémentaires : impact étant parfois connoté négativement tandis que service l'est plus positivement.

Par ailleurs, l'expertise s'est centrée sur les effets des grandes catégories de l'élevage terrestre – bovins, ovins, caprins, porcs et volailles. Les animaux se distinguent selon leur espèce bien sûr, mais aussi par leur mode d'alimentation car il détermine l'usage des terres dédiées à l'élevage et l'efficacité alimentaire des animaux. Ainsi, les porcins et volailles sont des monogastriques granivores qui s'alimentent essentiellement de grains et tourteaux provenant de terres arables, tandis que les bovins, ovins et caprins sont des ruminants herbivores qui peuvent se nourrir d'herbe. Ils mangent cependant aussi des fourrages grossiers, ensilages, grains et tourteaux, dans des proportions variables selon qu'ils sont élevés en plein air et/ou en bâtiment.

Ces grandes catégories d'élevages destinés à l'alimentation humaine offre en effet une large gamme de pratiques d'élevage : depuis les bâtiments où les animaux sont confinés aux alpages où ils transhumant ; des exploitations pluriactives aux fermes industrielles ; des territoires fortement spécialisés à ceux de polyculture-élevage ; etc. L'expertise aborde cette diversité au travers de la production et dans l'offre de produits alimentaires.

L'aquaculture, l'élevage de chevaux, l'apiculture sont, en revanche, hors champ bien qu'étant intéressants en soi et par comparaison avec les types d'élevages étudiés. Par exemple les protéines issues de l'aquaculture marine offrent une alternative aux protéines d'animaux terrestres en diminuant la pression sur les hectares cultivables. Les chevaux représentent un secteur d'activité dynamique qui rend différents services récréatifs ou sociaux. Encore confidentiel, l'élevage d'insectes émerge comme potentielle source protéique pour nourrir le bétail ou directement les Hommes. Ces domaines, innovations et perspectives n'ont pas été étudiés mais sont abordés à la marge.

En reliant la production (élevage) à la consommation (produits animaux), l'expertise met en perspective les flux de matières et les effets délocalisés ou induits par les activités d'élevage et leur transformation. Les empreintes et analyses en cycle de vie sont des méthodes qui éclairent particulièrement cette liaison, mettant en relief le coût environnemental « total » et les liens de causalité entre des étapes distantes. Ces approches participent à la prise de conscience sur la non durabilité de nos modes de consommation actuels.

Enfin, en se focalisant sur les effets *issus* des élevages, l'expertise n'a traité que ponctuellement de la réciproque, c'est-à-dire des impacts des services écosystémiques, du climat, de la pollution et autres désordres écologiques, ni des évolutions sociales et économiques opérant *sur* l'élevage européen. On ne trouvera donc pas dans ce document des voies d'adaptation aux changements globaux. Enfin, rappelons que l'expertise n'a pas traité les volets nutrition-santé. Ces sujets étant de plus en plus souvent étudiés conjointement aux autres services, certains résultats sont toutefois rapportés à la marge.

¹ Qualifié de « services intrants » dans la littérature francophone Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

1.2 Les quatre objectifs du cahier des charges

1. Apporter des éléments de cadrage contextuel à l'échelle de l'Europe par une analyse des données statistiques.
2. Etablir une synthèse des connaissances scientifiques sur les impacts ou services de l'élevage par « compartiments » environnementaux, économiques et sociaux en s'appuyant autant que possible sur les revues de littérature déjà existantes.
3. Etudier les complémentarités et les antagonismes entre plusieurs impacts ou services conjoints ou en interaction. Les notions de « bouquets » ou de « faisceaux » de services forment aujourd'hui un front de sciences dynamique dont il s'agit d'extraire ce qui est spécifique à l'élevage.
4. Identifier les leviers d'action pour améliorer la balance des effets, à partir des enseignements tirés des éléments précédents.

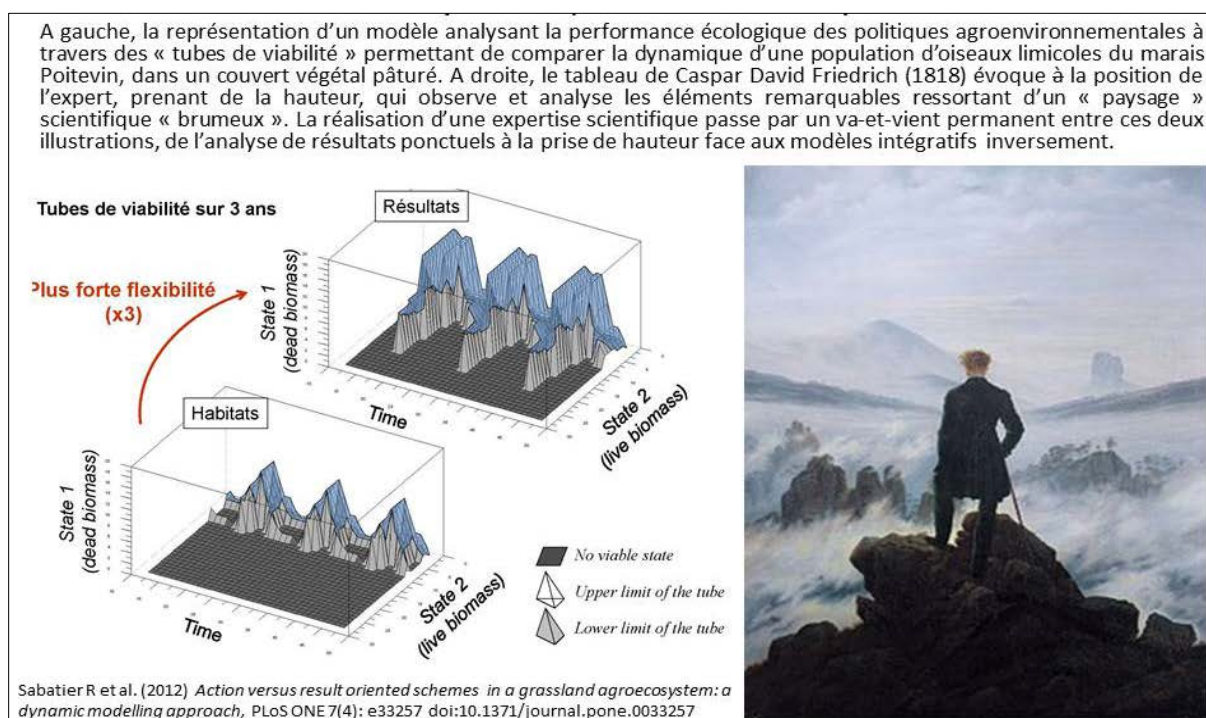


Figure 1 : L'art de l'analyse scientifique face au réalisme de la peinture

2. Un contexte marqué par le rapport 2006 de la FAO « *Livestock's long*

shadow » L'élevage et la consommation de produits animaux ont été particulièrement présents dans l'actualité médiatique et scientifique de la dernière décennie. Des problématiques nouvelles ont émergé comme l'intérêt de la séquestration du carbone par les sols pour limiter le réchauffement climatique, ou ont été réactualisées comme la cause animale, l'utilisation des terres et de l'eau... Paru en 2006, le rapport « *Livestock's long shadow* » de la FAO a proposé un cadrage des débats en mettant en balance les enjeux de sécurité alimentaire et les dommages climatiques et environnementaux associés à l'élevage (FAO *et al.*, 2006). Dans son sillage, les diagnostics ont été précisés et modulés en fonction des régions et des systèmes d'élevage.

2.1. Un diagnostic mondial partagé

Le rapport « *Livestock's long shadow* » s'inscrit dans la lignée des études qui s'interrogent sur les conséquences d'une croissance de la population mondiale jusque 9,7 milliards d'habitants d'ici 2050. En recensant les impacts issus des élevages sur le climat, l'eau et la biodiversité, ce rapport a alerté sur la menace pour l'avenir – "l'ombre portée" – que représente le développement des activités d'élevage tout en proposant quelques pistes pour y pallier. Un chiffre et une comparaison ont surtout été retenus : les animaux d'élevage sont à l'origine de 18%³ des émissions totales de gaz à effet de serre (GES), soit plus que le secteur des transports (14%). Ce chiffrage en a fait une des causes majeures du réchauffement climatique, même si la valeur de 18% a depuis été revue à la baisse par la FAO (14,5% des émissions mondiales ; (Gerber *et al.*, 2013)). Selon ce rapport, les émissions sont pour plus des 3/4 liées à l'élevage des ruminants et pour un peu moins de 1/4 à l'élevage de monogastriques ; elles sont pour les 2/3 le fait de l'élevage dans les pays « en développement ». Les émissions entériques, les émissions des effluents et la déforestation sont les principaux contributeurs avec respectivement 26, 25 et 34% des émissions totales. Ce rapport pointe également l'emprise territoriale majeure des élevages (3/4 des surfaces agricoles mondiales), les perturbations qu'il induit dans les grands cycles biogéochimiques et la faible efficacité de la conversion énergétique et protéique cultures-ruminants.

Le retentissement du rapport de la FAO a donné lieu à un diagnostic confirmé et précisé dans la littérature scientifique et qui se résume ainsi :

- La demande mondiale en viande a connu une forte hausse sur les 50 dernières années et celle-ci devrait se poursuivre, bien que plus modestement, d'ici 2050 (+73 % selon la FAO ; +60 % selon Alexandratos et Bruijsma, 2012 (Alexandratos and Bruinsma, 2012)).
- L'élevage utilise 3/4 des surfaces agricoles mondiales (Foley *et al.*, 2011), dont 1/3 de terres arables (FAO *et al.*, 2006) et 2/3 de prairies et parcours (Zabel *et al.*, 2014).
- Les animaux d'élevage procurent 1/3 des protéines consommées par l'homme au niveau mondial (Herrero *et al.*, 2009)
- Les ruminants sont, parmi les animaux d'élevage, les principaux émetteurs de GES anthropogéniques (9,3% sur 14 % au total) (Gerber *et al.*, 2013) car ils émettent la majorité du méthane, conséquence d'un système digestif qui leur permet de valoriser la cellulose.
- La consommation alimentaire de produits animaux contribue au fait que l'humanité a déjà dépassé trois des « limites planétaires » (seuils périlleux de modification des écosystèmes) que sont l'érosion de la biodiversité et la perturbation des cycles de l'azote et du phosphore ; et elle participe à la menace sur deux autres « limites » : le changement d'usage des terres et l'utilisation d'eau douce (Rockstrom *et al.*, 2009a).
- Il faut en moyenne 6 kg de protéines végétales pour fabriquer 1 kg de protéines animales (Pimentel and Pimentel, 2003 ; Smil, 2000) ce qui veut dire que le « détour » par l'animal coûte 85% des protéines végétales initiales ; ces valeurs varient de 2 à 10 kg selon les espèces (les poules et les porcs sont plus efficaces que les bovins dont les rations à base de fourrages sont moins digestibles) et selon les produits (les productions de lait et d'œufs sont plus efficaces que celles des viandes).

La FAO a repris et modulé son bilan de l'élevage en 2010, puis en 2013 en distinguant notamment les différents types d'élevages, mais l'idée s'est installée et a modifié les représentations des citoyens et des consommateurs, et aussi la perception qu'ont les éleveurs de leur métier et de leur relation au reste de la société.

De plus, le rapport FAO paru en 2006 a été concomitant avec un retour en force de l'agriculture dans l'agenda politique international. La flambée des prix agricoles liée aux spéculations sur le développement des agrocarburants en 2007-2008, ainsi que des émeutes de la faim intervenues alors en Egypte, Afrique de l'Ouest, Mexique, Indonésie, Myanmar..., ont redessiné les interactions entre les « grands enjeux mondiaux ». L'agriculture est devenue une pièce maîtresse de ce que l'on a appelé la crise des 4 F : « *food, feed, fuel, finance* », qui fait un lien entre l'alimentation humaine, l'alimentation du bétail, l'énergie, et la volatilité de la finance.

L'alimentation du bétail apparaît alors comme un des quatre facteurs du déséquilibre mondial. Sont mis en avant son besoin en surfaces de terre qui croît plus vite que la hausse de la population en raison des modifications du régime alimentaire des classes moyennes des pays émergents, ainsi que la délocalisation des impacts

³p. 125, *op. cit.*

environnementaux du fait des transferts de nutriments d'un continent à l'autre ; et enfin la concurrence pour les ressources végétales entre les humains et le bétail, qui est mise en regard de la faible efficacité protéique des animaux.

Sur la question climatique, sans remettre en cause la contribution des animaux aux émissions de GES, la COP 21 en 2015 puis la COP 22 en 2016 ont lancé une initiative « quatre pour mille ». L'idée est d'augmenter chaque année le stock de carbone des sols de 4/100 dans les 40 premiers centimètres du sol. D'après les premières estimations scientifiques (voir chapitre 4) ce stockage équivaldrait à l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre de la planète dès lors qu'on stoppe aussi la déforestation. L'élevage pourrait faire valoir une contribution significative grâce aux prairies permanentes et aux parcours.

Enfin, l'approche de la FAO, comme celle de nombreux travaux scientifiques qui l'ont prolongée s'intéressent à la planète et analysent le présent en projetant l'augmentation de la population en 2050 pour la sécurité alimentaire et la concentration atmosphérique du carbone ou de la température moyenne à l'horizon 2100, pour le climat. Cette double-perspective –planétaire et développement durable- a pleinement joué son rôle d'alerte. Elle a été traduite sous forme d'empreintes (*footprints*) qui sont en-deçà ou au-delà des limites du système Terre (*planetary boundaries*). La mise en image de ces limites par l'Institut de recherche suédois sur la résilience (Rockstrom *et al.*, 2009a) pointe particulièrement l'élevage puisqu'il contribue à plusieurs des faisceaux représentés en rouge montrant que dans les conditions actuelles l'activité humaine dépasse les limites entraînant des impacts irréversibles.

Mais en polarisant ainsi le débat sur l'échelle globale, les échelles territoriales plus restreintes restent « dans l'ombre » or les observations locales semblent contredire parfois les prédictions et résultats des modélisations globales. Or la gouvernance de l'environnement et des systèmes d'élevage se discute à ces échelles plus restreintes : les politiques et les acteurs peuvent alors être confrontés à des injonctions contradictoires entre échelles : les indicateurs d'efficacité sur la productivité animale (ressources utilisées rapportées au kg produit) hiérarchisent notamment les systèmes de production de manière divergentes des critères territoriaux de pollutions (charge polluante par hectare). De la même manière, l'objectif de « nourrir la planète » a tendance à unifier les 9 milliards d'humains en gommant les antagonismes et dissymétries entre acteurs. Ainsi le stock planétaire potentiel en protéines ne dit pas grand-chose de sa répartition, ni de la diversité des régimes alimentaires. D'où, ce paradoxe que l'élevage qui apparaît comme une menace pour la sécurité alimentaire globale tout en faisant vivre un milliard d'éleveurs, catégorie sociale parmi les plus pauvres⁴.

Planetary Boundaries

after Johan Rockstrom, Stockholm Resilience Centre et al. 2009

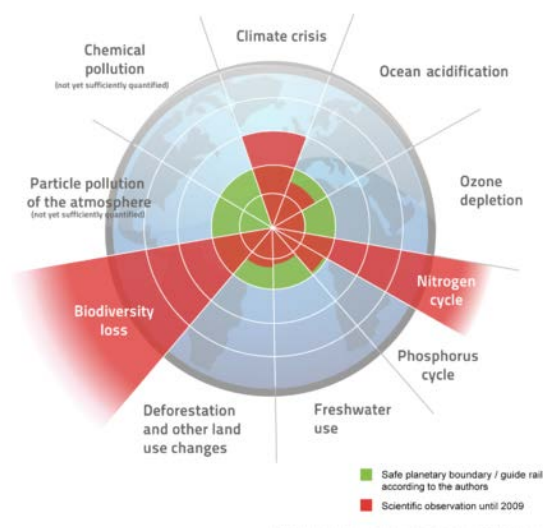


Figure 2 : Limites planétaires selon le rapport de Rockström et al. (Rockstrom *et al.*, 2009b) Les zones en rouge représentent l'état actuel estimé et le cercle vert définit les limites estimées.

⁴ <http://www.fao.org/docrep/004/y3557f/y3557f06.htm>

2.2 Une focalisation sur la part des produits animaux dans l'alimentation

Le diagnostic de la FAO rend problématique la tendance à la hausse de la demande alimentaire mondiale (Tilman and Clark, 2014). Cette préoccupation converge avec les recommandations nutritionnelles. En effet, les maladies chroniques liées à l'alimentation (cancers, maladies cardiovasculaires, obésité) sont devenues un fardeau pour la santé publique. Or elles sont associées à la transition alimentaire qui s'est notamment produite au cours du XX^e siècle en Occident et, plus récemment, dans les pays du Sud. Certains auteurs pointent néanmoins la généralisation du discours sur la hausse de la consommation de viande sur les 50 dernières années : elle a surtout concerné les pays développés (+119%) et nettement moins les pays en développement (+15%, voire 3% si on exclut la Chine et le Brésil), l'Inde et les pays de l'Afrique sub-saharienne ayant même réduit leur consommation animale par habitant depuis 1990 ((Mora, 2016⁵) (Alexandratos and Bruinsma, 2012)). Il est alors difficile de généraliser. De fait, la vision univoque de l'évolution de l'alimentation est tempérée par les analyses qui s'intéressent aux modalités de la transition nutritionnelle (Popkin *et al.*, 2012), lesquelles considèrent comme plus décisives les hausses de consommation de sucres et d'huiles (ces dernières étant liées de manière indirecte à l'élevage *via* la coproduction huile-tourteau) et insistent pour certaines d'entre elles sur le rôle, pour la santé, du développement des produits ultra-transformés (Monteiro *et al.*, 2013). Sur ce point, on peut remarquer que les travaux en nutrition ont jusqu'à présent travaillé plutôt sur la qualité nutritionnelle des apports en nutriments (Le *mean adequacy ratio*, MAR) qu'en discriminant leur part carnée. Par ailleurs, les protéines animales et végétales ne présentent pas les mêmes équilibres en acides aminés essentiels et ne sont donc pas complètement substituables ; enfin le seuil auquel on bascule dans l'excès de protéines animales n'est pas clair et il varie selon l'âge des individus.

De nombreux acteurs et médias ont repris ces résultats à leur compte. L'ONG les Amis de la terre Europe a notamment publié avec la Fondation H. Böll et le réseau européen Arc un « Atlas de la viande » très documenté⁶ ; le journal Le Monde a mis en ligne une vidéo didactique sur le sujet⁷, plusieurs documentaires sont passés à la télévision, de nombreux sites web⁸ et magazines généralistes y ont consacré un dossier... Des personnalités ont également pris position comme le président du GIEC, l'indien Rajendra Pachauri, qui a œuvré pour l'instauration d'un jour sans viande⁹.

Ces prises de position trouvent appui dans des approches scientifiques systémiques faisant le lien entre les productions animales, l'environnement, la nutrition et la santé humaine. Reliant pratiques de production et demandes sociales, depuis les territoires à l'échelle de la biosphère, certaines évaluent les effets issus des élevages en termes de santé publique et environnementale. L'expertise européenne sur l'azote (Sutton *et al.*, 2011) a ainsi conclu que la santé représentait le premier coût indirect des excédents d'azote émis par les élevages européens, loin devant les pollutions, la biodiversité et le climat. D'autres comparent les effets de régimes alimentaires différents à travers des simulations et scénarios de réduction de la consommation carnée.

L'attention portée aux aliments d'origine animale résulte aussi d'un intérêt croissant pour le végétarisme et de l'action des mouvements de défense de la cause animale. Ceux-ci ont refait récemment irruption dans la sphère publique au gré d'actions médiatiques dénonçant l'indignité des conditions d'élevage et d'abattage¹⁰. La question est importante au regard du nombre d'animaux élevés et abattus chaque année dans l'Union européenne (360 millions de porcins, ovins, caprins, bovins et plusieurs milliards de volailles). Les végétariens ou les vegans semblent d'ailleurs s'installer dans une frange plus visible au sein de la population (Larue, 2015). Des néologismes ont été forgés pour évoquer les personnes réduisant leur consommation de produits animaux : les « demitariens » divisent par deux des quantités de produits animaux, les « flexitariens » adoptent un régime

⁵Mora O. Agrimonde-Terra, 2015 – note de synthèse sur l'évolution des régimes alimentaires : aux USA, les sucres transformés représentent 21% des apports énergétiques (375 kcal/jour) dont 2/3 proviennent des boissons et sodas (maïs). En Chine, les huiles végétales représentent 13% de l'apport énergétique et 30% des produits consommés dans les grandes villes sont frits.

⁶<http://www.amisdelaterre.org/IMG/pdf/latlasdelaviande.pdf>

⁷http://www.lemonde.fr/planete/video/2015/03/20/le-vrai-poids-de-la-viande-sur-l-environnement_4597689_3244.html

⁸ Planetoscope : <http://www.planetoscope.com/elevage-viande/1235-consommation-mondiale-de-viande.html> ; à l'échelle française : <http://www.viande.info/viande-lait-oeuf>

⁹Un jour sans viande par semaine correspondrait à une réduction des émissions de CO₂ équivalente à un voyage de 1 700 km ; de nouveau, élevage et mobilité sont comparés.

¹⁰<http://www.l214.com/> (consulté le 16/04/2016)

omnivore flexible sur l'origine des protéines, une part des protéines animales est alors substituées par des protéines végétales ((Saillard and Fine, 2016) ; aux Pays-Bas (Dagevos, 2014).

Certaines innovations technologiques trouvent également une écoute médiatique et institutionnelle inattendue. La viande *in vitro* (Chiles, 2013)¹¹ dont le premier burger a été mangé à Londres en 2013 reste une expérience à ce jour unique et fort coûteuse. Elle a néanmoins trouvé un soutien chez ceux qui y voient la suppression du mal-être des animaux (l'association PETA par exemple), mais elle est généralement dénoncée parce que chimérique et dans la même logique technoscientifique et industrielle décriée par ailleurs (Les Amis de la Terre par exemple). La consommation d'insectes en alimentation animale (alternative aux protéines végétales) ou humaine (alternative aux protéines animales) est devenue, en l'espace de quelques années, un sujet de recherche mobilisant plusieurs équipes européennes qui ont créé un journal « *Journal of Insects as Food and Feed* »¹².

Enfin, remarquons que les critiques envers la hausse de la consommation carnée s'inscrivent plus largement dans des enjeux sociétaux concernant notre modèle de développement et sa responsabilité dans les dommages causés à la biosphère. D'une part, les rapports du GIEC sur le dérèglement climatique, ainsi que l'idée que nous serions entrés dans une nouvelle ère géologique, l'Anthropocène, avertissent sur l'ampleur et le caractère irréversible de certaines évolutions ainsi que sur l'urgence de revoir nos modes de production et de vie¹³. D'autre part, plusieurs registres de l'éthique sont mobilisés : la dénonciation de l'industrialisation de l'élevage peut prendre par exemple l'allure d'enquêtes journalistiques cinglantes¹⁴ ; plusieurs essais interrogent notre sensibilité : pourquoi n'éprouvons-nous pas davantage de compassion pour les animaux ?¹⁵ ; l'approche d'une sociologie de l'INRA tient une place singulière car elle défend un compagnonnage réciproque entre l'éleveur et l'animal (Porcher, 2011). L'audience de ces publications, comme celle de plusieurs vidéos récemment tournées par l'association L214¹⁶ dans des abattoirs français¹⁷ montrent le poids important de l'éthique dans le débat.

2.3 Des transitions agricoles réexaminées

Perçu comme un coup de fouet provocateur, salvateur ou irrecevable, le rapport 2006 de la FAO a incité les politiques, les professionnels de l'élevage, les acteurs associatifs et les chercheurs à reprendre l'initiative sur le sujet. En France notamment, un Groupement d'intérêt scientifique « Elevage demain »¹⁸ a été créé en 2010, et les associations professionnelles de l'élevage tout comme les associations environnementales se sont mobilisées¹⁹.

Une panoplie de nouveaux concepts cherche à encourager une « modernisation » qui préserve la production tout en s'assurant d'une maîtrise des impacts environnementaux. Les notions d'agriculture écologiquement intensive, de « *smart agriculture* », d'élevage de précision²⁰, voire « l'élevage 2.0 » avancent l'intérêt de la bio-ingénierie,

¹¹Dans l'article, Robert Magnuson Chiles dénombre 259 articles de médias comportant « in vitro meat ».

¹² <http://www.wageningenacademic.com/loi/jiff>

¹³ Les Editions Sydney University Press ou Oxford Journal of Environmental History ont publié des numéros spéciaux consacrés à l'élevage sous l'angle de l'Anthropocène.

¹⁴ En France, le livre « Bidoche » de Fabrice Niccolino (2009) a ainsi suscité la polémique ; aux USA, son pendant pourrait être le livre de Jonathan Safran Foer « Faut-il manger les animaux ? », traduit en France en 2013

¹⁵ C'est la question que posent par exemple Matthieu Ricard dans « Plaidoyer pour les animaux » (Allary Editions, 2014) ou Florence Burgat dans « La cause des animaux » (dans le vif, Editions Buchet Chastel, 2015).

¹⁶ <http://www.l214.com/> (consulté le 16/04/2016)

¹⁷ La mobilisation concernait surtout l'expérimentation sur des animaux à des fins de recherche, médicale ou industrielle ; dans les années 1990, l'association PMAF (Protection des animaux de ferme) a réalisé des vidéos dans les élevages ; entre 2015 et 2016, l'association L214a diffusé des images de maltraitance dans plusieurs abattoirs.

¹⁸ Il réunit plus de 300 chercheurs et ingénieurs issus de : INRA, Irstea, Agrocampus Ouest, Institut de l'Elevage, IFIP, ITAVI, Sysaaf, APCA et des interprofessions CNIEL, Interbev, Inaporc, FGE. <https://www.gis-elevages-demain.org/>

¹⁹ Voir <http://idele.fr/rss/publication/idelesolr/recommends/cap2er-la-methodologie.html> ;

<http://www.interbev.fr/environnement/viande-climat-atouts-solutions/> et le projet européen

« beefcarbon » http://www.interbev.fr/wp-content/uploads/2015/09/BEEF-CARBON-francais-2015_HD.pdf ; h

<http://www.arc2020.eu/livestockdebate/> ; <http://afterres2050.solagro.org/>

²⁰ Institut de l'élevage : <http://idele.fr/domaines-techniques/sequiper-et-sorganiser/elevage-de-precision/publication/idelesolr/recommends/elevage-de-precision.html> ; INRA : [http://www.inra.fr/Grand-public/Dossiers/Les-agricultures-du-futur/L-elevage-de-demain-un-elevage-de-precision/\(key\)/3](http://www.inra.fr/Grand-public/Dossiers/Les-agricultures-du-futur/L-elevage-de-demain-un-elevage-de-precision/(key)/3) ; GIS élevage demain : <https://www.gis-elevages-demain.org/Actions-thematiques/Elevage-de-precision>

de la géolocalisation, des capteurs et de données statistiques massives pour piloter les exploitations. Les concepts d'écologie industrielle et d'économie circulaire s'appliquent à l'agriculture pour préconiser le « rebouclage » des cycles biogéochimiques (azote, phosphore, carbone). Les innovations technologiques dans le domaine du traitement et de la valorisation des déchets organiques (en particulier les effluents d'élevages) s'inscrivent dans cette démarche. La notion d'agroécologie cherche, elle, à refonder les systèmes agricoles à partir de l'utilisation des services écosystémiques. Les dimensions sociales de l'agroécologie, très fréquentes dans les approches sud-américaines (souveraineté alimentaire, démarche participative, savoirs locaux) ne sont pas systématiquement présentes en Europe : peu en France, davantage en Espagne. Cependant, l'essor des circuits courts et les initiatives récentes en faveur d'une « gouvernance alimentaire territoriale » soulignent le souci d'une réappropriation citoyenne des modes de production et d'approvisionnement.

Le foisonnement des terminologies souligne la coexistence de différentes formes d'élevage mais aussi un effort de démarcation. Les voies d'évolution sont en effet appréhendées, par certains, comme relevant d'un continuum gradué allant dans le sens de la recherche d'une meilleure performance et, par d'autres, comme des voies divergentes, voire contradictoires.

Ces dynamiques nécessitent d'être précisées dans leurs déclinaison opérationnelle. Elles interviennent sur fond de tensions récurrentes sur les marchés européens et mondiaux des produits animaux. Les difficultés ne semblent toutefois pas réductibles à l'incertitude économique car elles touchent la reconnaissance professionnelle²¹, la transmission des exploitations, l'autonomie et le contrôle des éleveurs dans la gestion de leur système d'élevage... L'agrandissement des fermes, la transformation du travail et la chute drastique de l'emploi nourrissent autant de promesses que d'inquiétudes quant à leurs conséquences. Les difficultés apparaissent alors comme celles d'une transition entre un modèle productiviste qui n'a pas tenu toutes ses promesses et des modèles qui sont encore largement à inventer. Ainsi, bien qu'elles soient fortement présentes dans le champ scientifique, il est, par exemple, difficile d'identifier et d'investir les nouvelles fonctions associées à la notion de services écosystémiques (Power, 2010).

3. L'organisation de la réponse à la demande d'expertise

Une expertise scientifique consiste en un état des lieux critique des connaissances scientifiques disponibles et publiées. L'objectif est de dégager les acquis sur lesquels peut s'appuyer la décision publique, et de pointer les controverses, incertitudes ou lacunes du savoir scientifique. L'expertise ne comporte ni avis ni recommandations, mais les experts s'attachent à éclairer, à partir des résultats acquis, les options d'action. Le périmètre est strictement délimité pour assurer la faisabilité de l'exercice. La conduite du travail s'appuie sur une charte de l'expertise scientifique dont les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. Ces principes reposent notamment sur la norme AFNOR NF X 50-110.

Dans le cas présent, l'exercice a duré deux ans. Il a réuni 27 experts qui se sont répartis les investigations selon leur champ de compétences et ont pris le temps de discuter les conclusions respectives de leurs contributions. Le travail a abouti à la rédaction du présent rapport d'expertise (document princeps).

3.1 Le collectif d'experts

La compétence des experts. L'expertise est conduite par un collectif d'experts dans les disciplines scientifiques requises par les besoins de l'expertise. Dans le cas présent, l'analyse des activités d'élevage entre complètement dans les champs de compétence de l'INRA qui dispose de nombreuses d'équipes travaillant sur le sujet. Les experts mobilisés ont été choisis à partir d'une analyse exploratoire de la bibliographie internationale qui a recensé les auteurs les plus cités. D'autres critères de choix interviennent comme la langue, la disponibilité, l'aptitude au travail collectif et l'ouverture à l'interdisciplinarité.

A partir des principaux mots-clés de la saisine, les documentalistes de l'équipe-projet ont effectué une recherche des auteurs ayant publié avec ces mots-clés en consultant le *Web of Science*TM, Econlit et d'autres bases

²¹ Cf. <https://www.gis-elevages-demain.org/Publications-du-GIS/Communications-et-articles/Acceptabilite-sociale-de-lelevage/Controverses-sur-l-elevage-bovin-en-France>

spécialisées en SHS. Globalement les auteurs européens couvrant le périmètre de l'expertise représentent 12 800 scientifiques dans le WOSTTM dont 950 auteurs INRA et 410 dans Econlit.

La pluralité des approches et des domaines d'expertise. La pluralité des experts vise à ce que la diversité des arguments scientifiques soit bien prise en compte. Dans le présent exercice, le collectif des 27 experts compte plus d'un tiers d'experts qui n'appartiennent pas à l'INRA (Figure 1). Les autres institutions de rattachement des experts sont IRSTEA, le CNRS, Agroscope (Suisse), IIASA (Autriche) et les universités de Rennes, Caen, Nantes et Lyon ainsi que la *Toulouse Business School*. La pluralité des domaines d'expertise est essentielle car chaque discipline scientifique porte son propre mode de raisonnement et sa vision. La répartition entre les sciences biologiques, biotechniques et sociales s'est équilibrée en 4 sous-ensembles de poids équivalents : les systèmes d'élevage (zootechnie), l'environnement (écologie, évaluation multicritère), l'économie et les autres sciences sociales (droit, géographie, sociologie, philosophie). Le nombre conséquent d'économistes s'explique par la demande d'un cadrage à l'échelle européenne. La répartition géographique des experts a également été un critère car les recherches sont marquées par les contextes dans lesquelles elles sont conduites : 11 experts (soit 40% du groupe) sont implantés dans le Grand-Ouest, région d'élevage intensif, 8 experts (soit 30%) dans le Massif central et les Alpes, zones herbagères où les produits fromagers bénéficient souvent de signes de qualité, le dernier tiers venant d'autres régions de polyculture-élevage (Toulouse) ou moins portées sur l'élevage (Ile-de-France, Sud-Est). Il y a un peu plus d'hommes que de femmes au sein du groupe (60%), écart surtout marqué parmi les économistes et les zootechniciens. Enfin, les pratiques alimentaires pouvaient également refléter un positionnement vis-à-vis du sujet, une chercheuse est végétarienne (3% du groupe, soit plus que la moyenne française).

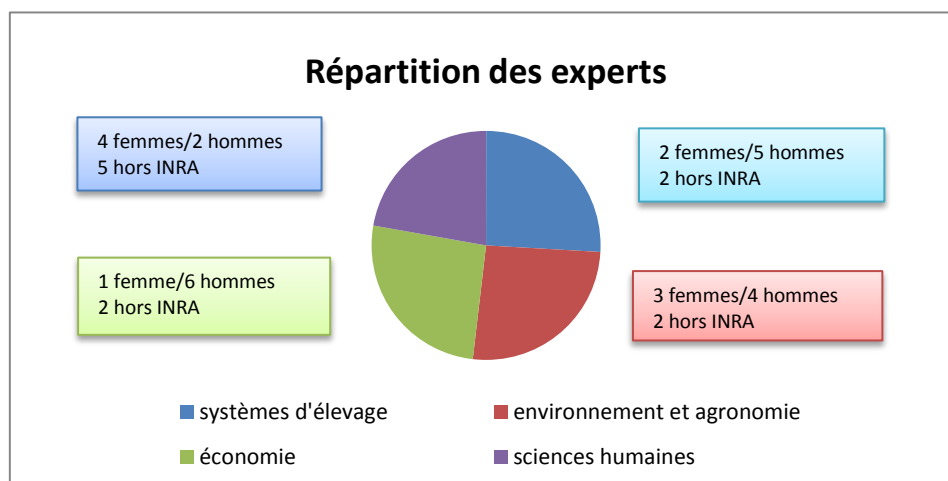


Figure 3. Répartition des experts entre thématiques, selon leur genre et rattachement institutionnel

Le risque de partialité et de conflits d'intérêt. L'INRA s'engage à garantir l'impartialité de son expertise vis-à-vis des différents types d'intérêts publics et privés. D'une part, les missions respectives dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires) et à la maîtrise d'œuvre (INRA) sont explicitées par une convention. D'autre part, l'expertise repose sur un dépouillement le plus exhaustif possible de la littérature scientifique internationale et non sur de simples dires d'experts. Enfin, les experts remplissent une déclaration précisant les liens d'intérêt qu'ils entretiennent qu'ils soient d'ordre institutionnel (membre de conseil d'administration ou scientifique d'un institut, d'une entreprise, etc.), économique (contrat de recherche, d'étude ou d'expertise à titre individuel) et/ou personnel (membre d'une association, actionnaire dans une entreprise). La majeure partie des experts cite entre 6 et 10 partenariats vers les familles d'acteurs suivantes : industriels, associations, instituts techniques et professionnels agricoles, syndicats, organismes internationaux, pouvoirs publics et collectivités territoriales et associations dans la Recherche. La répartition des liens par famille d'acteurs doit être prise avec beaucoup de précautions car de nombreux liens s'inscrivent dans des regroupements d'organismes (par exemple des GIS) ou de projets régionaux (ex : programme pour et sur le développement régional, PSDR) dont les membres relèvent de plusieurs familles d'acteurs ; il arrive aussi que certains organismes n'apparaissent pas dans le lien cité (telle commission de travail) mais soient néanmoins présents à d'autres niveaux institutionnels (ex : niveau fédéral). Malgré les approximations, ressortent majoritairement les partenariats avec les instituts techniques agricoles (et les chambres d'agriculture de manière moindre) d'une part, et d'autre part avec les ministères et collectivités

territoriales, généralement les Régions. Les acteurs associatifs apparaissent marginalement et relèvent essentiellement du secteur agricole.

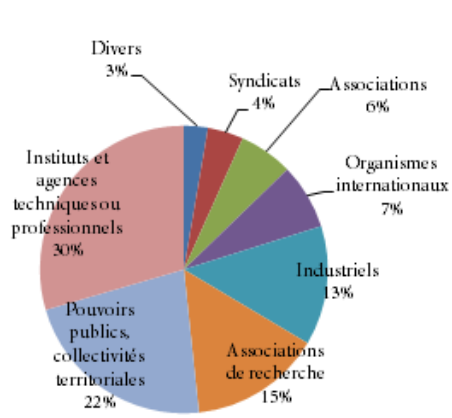


Figure 4 : répartition des partenariats selon les familles d'acteurs

Nous avons également regardé la nature des liens : les activités de conseil arrivent en tête, via notamment la participation à des conseils scientifiques ou d'orientation ; puis les liens concernent des contrats de recherche ou d'étude dans le cadre de consortiums dont l'INRA est membre (1/5e des cas) ; des interventions dans le cadre de conférences (1/5e), des co-publications (4%) et des brevets (1%, logiciel). Les déclarations ont été examinées individuellement et collectivement par une commission *ad hoc* (2 membres du comité de déontologie de l'INRA, 2 représentants des directions scientifiques Agriculture et Environnement et le directeur de la DEPE) qui n'a pas relevé de conflit d'intérêts.

La transparence de la démarche. La Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (Depe) s'est dotée de procédures qui sont disponibles à la demande. Jusqu'à la remise du rapport final, les experts travaillent en comité autonome et confidentiel. Les pilotes scientifiques de l'expertise rendent cependant compte de l'avancée et des difficultés du travail aux commanditaires, et ils ont dialogué à deux reprises avec un Comité consultatif d'acteurs réunissant des représentants des industries agricoles, des instituts techniques agricoles, des associations environnementales, de la cause animale et du développement rural, des agences territoriales et des services des ministères. Les résultats sont restitués lors d'un colloque public et font l'objet d'un rapport et d'une synthèse (en français et en anglais) disponibles sur le site de l'INRA.

3. Le corpus bibliographique qui fonde l'expertise

Constitution du corpus documentaire. L'exploration bibliographique a été faite dans les bases de données Web of Science™ (WOS), EconLit et autres bases spécifiques des sciences humaines et sociales comme Cairn, Repec et les catalogues des bibliothèques. N'ont été retenues que des références spécifiques ou transposables à l'Europe, en privilégiant la période récente.

Les mots-clés utilisés pour les équations de recherche bibliographique initiales relèvent des champs de l'élevage et des filières animales (termes relatifs aux animaux ou produits animaux et production agricole) et des services écosystémiques, dont les mots-clés ont été repris dans deux publications :

- Rodríguez-Ortega T. et al., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based, livestock farming systems in Europe, *Animal* (2014), 8:8, pp 1361–1372. “
- Tancoigne E., Barbier M., Cointet JP., Richard G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services* 10: 35–48).

Principales caractéristiques du corpus final. Le rapport d'expertise repose sur l'analyse de 2 470 références bibliographiques (Figure 2) dont les trois quarts couvrent la période 2006-2016. Les articles scientifiques primaires

représentent deux tiers des sources, s'y ajoutent des rapports, thèses et communications de congrès, des chapitres d'ouvrages et ouvrages ; le corpus juridique (environnement, consommation) est significatif (Figure 3).

Le nombre de revues scientifiques utilisées est particulièrement important, 603 publications différentes, ce qui illustre l'ampleur du périmètre de l'expertise. La revue la plus citée est *Agriculture Ecosystems & Environment* avec 3,5% des références du corpus total. On retrouve dans les 35 revues les plus citées (plus de 10 articles) les grands champs thématiques de l'expertise :

- l'agriculture au sens large : *Agriculture Ecosystems & Environment*, *Agricultural Systems*, *Agronomy for Sustainable Development*...
- les sciences de l'animal et des systèmes d'élevage : *INRA Productions Animales*, *Animal*, *Fourrages*, *Livestock Science*, *Journal of Dairy Science*, *Meat Science*...
- l'environnement et l'écologie : *Journal of Applied Ecology*, *Ecological Economics*, *Journal of Environmental Management*, *Global Change Biology*...
- l'économie agricole : *American Journal of Agricultural Economics*, *Ecological Economics*, *European Review of Agricultural Economics*, *Économie rurale*...
- et les sciences humaines liées à l'alimentation, à l'agriculture et à la ruralité : *Appetite*, *Food policy*, *Journal of Rural Studies*, *Revue de Droit Rural*...

Les approches analytiques, impact par impact, dans les différents compartiments environnementaux, économiques et sociaux concentrent la majorité des références scientifiques mobilisées, plus de 60 % (Figure 2).

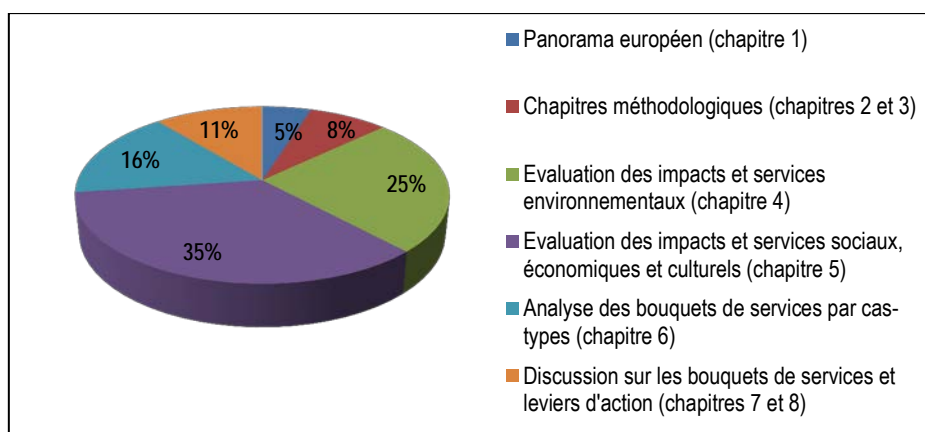


Figure 5. Répartition des références bibliographiques par chapitre du rapport d'expertise

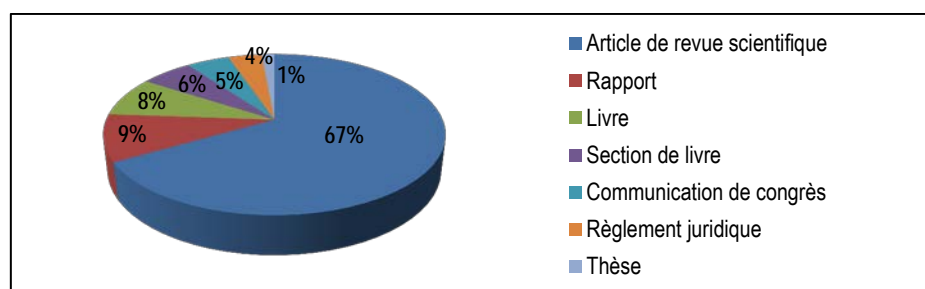


Figure 6. Répartition des références bibliographiques par type de source

Les principales bases statistiques mobilisées ont été :

FAOSTAT	Production agricole	http://faostat3.fao.org/download/Q/*E	Monde
FADN	Comptabilité agricole	http://ec.europa.eu/agriculture/rica/	Europe
EUROSTAT	IAA, consommation, production bio	http://ec.europa.eu/eurostat/fr/home	Europe
OCDE	Production	http://stats.oecd.org/index.aspx?lang=fr	OCDE
Comext	Marchés	http://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/prodcom/data/database	Europe
Esane INSEE	IAA	www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/esane.htm	France

Conformément à la commande, les experts se sont appuyés sur des expertises et synthèses récentes et n'ont pas développé les aspects déjà couverts par ces travaux. Par exemple, les conclusions de l'expertise ayant porté sur l'azote en élevage ne sont pas redéveloppées ici, mais une synthèse spécifique a été faite sur le phosphore. On trouvera ci-dessous les principales synthèses scientifiques auxquelles se référer en complément de l'expertise.

Objet	Titres	Périmètre
Biodiversité	Le Roux, X. et <i>al.</i> , 2008. Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport final. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p. Sabatier, R. et <i>al.</i> , 2015. Towards biodiversity-based livestock farming systems: review of evidence and options for improvement. CAB Reviews, 10 (20): 1-13. http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR201510025	France
Cycle de l'azote	Peyraud, J.L. et <i>al.</i> , 2012. Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport. Paris: INRA, 68 p.	France
Epandage des effluents	Houot, S. et <i>al.</i> , 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Paris: INRA, 103 p. https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015	France
Gaz à effet de serre	Pellerin, S. et <i>al.</i> , 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021), 92 p. Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) final report: European Commission, Joint Research Centre, 323 p. http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/	France Europe
Impacts environnementaux	Leip, A. et <i>al.</i> , 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. Environmental Research Letters, 10 (11): 115004., 14 p. http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004	Europe
Performances des exploitations	Guyomard, H. et <i>al.</i> , 2013. Vers des agricultures à hautes performances – Conception et évaluation de systèmes innovants en agriculture conventionnelle. Paris: Inra, 234 p. http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Rapport-Agricultures-hautes-performances#	France
Protéines d'origine animale	Westhoek, H. et <i>al.</i> , 2011. The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf	Europe

4. Présentation du rapport d'expertise

Le rapport d'expertise réunit l'ensemble des contributions des experts.

Le premier chapitre dresse un panorama de la consommation, de la production, de l'organisation des filières depuis les structures d'exploitations aux industries de transformations et à la distribution ainsi que les échanges. Une section positionne l'Europe dans le monde, les suivants analysent les configurations européennes.

Les deux chapitres suivants (2 et 3) abordent les cadres conceptuels et les méthodes d'évaluation des systèmes d'élevage afin de voir quelles sont les approches et les outils utilisés dans les travaux scientifiques et définir le cadre d'analyse qui sera le fil directeur de l'ESCO.

Les chapitres 4 et 5 font une synthèse des connaissances sur les impacts par compartiments environnementaux et dimensions sociales et économiques.

Les trois chapitres suivants traitent des bouquets de services et interactions entre services ou impacts. Le chapitre 6 présente une cartographie des bouquets de services à l'échelle européenne que viennent compléter et illustrer des bouquets-type contrastés illustrant différents enjeux associés à des territoires d'élevage. Le chapitre 7 analyse la littérature scientifique sur les bouquets de services associés à l'élevage et fait la synthèse des enseignements par types de territoires : haute densités, herbagers, présentant une cohabitation entre cultures et élevages. Le chapitre 8 poursuit l'analyse au travers des deux principales stratégies antagoniques : la productivité ou l'environnement, en étudiant en particulier les risques et les instruments politiques qui leur sont associés.

Références bibliographiques

Alexandratos, N.; Bruinsma, J., 2012. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision*. Roma: FAO, ESA Working paper, 147 p. <http://large.stanford.edu/courses/2014/ph240/yuan2/docs/ap106e.pdf>

Chiles, R.M., 2013. If they come, we will build it: in vitro meat and the discursive struggle over future agrofood expectations. *Agriculture and Human Values*, 30 (4): 511-523. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-013-9427-9>

Dagevos, H., 2014. Flexibility in the Frequency of Meat Consumption – Empirical Evidence from The Netherlands

Flexibilité en matière de fréquence de consommation de viande – Information empirique sur les Pays-Bas

Flexibilität bei der Häufigkeit des Fleischverbrauchs – empirische Belege aus den Niederlanden. *EuroChoices*, 13 (2): 40-45. <http://dx.doi.org/10.1111/1746-692X.12062>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>

Herrero, M.; Thornton, P.K.; Gerber, P.J.; Reid, R.S., 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1 (2): 111-120. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.003>

- Larue, R., 2015. *Le végétarisme et ses ennemis: vingt-cinq siècles de débats*. Presses universitaires de France.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire* 59 p.
- Monteiro, C.A.; Moubarac, J.C.; Cannon, G.; Ng, S.W.; Popkin, B., 2013. Ultra-processed products are becoming dominant in the global food system. *Obesity Reviews*, 14: 21-28. <http://dx.doi.org/10.1111/obr.12107>
- Pimentel, D.; Pimentel, M., 2003. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *American Journal of Clinical Nutrition*, 78 (3): 660S-663S.
- Popkin, B.M.; Adair, L.S.; Ng, S.W., 2012. Global nutrition transition and the pandemic of obesity in developing countries. *Nutrition Reviews*, 70 (1): 3-21. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1753-4887.2011.00456.x>
- Porcher, J., 2011. *Vivre avec les animaux : Une utopie pour le XXI^e siècle*. La Découverte, 159 p.
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2959-2971. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Rockstrom, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F.S.; Lambin, E.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J., 2009a. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14 (2).
- Rockstrom, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J.A., 2009b. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461 (7263): 472-475. <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>
- Saillard, M.; Fine, F., 2016. Comment les oléoprotéagineux peuvent répondre au défi protéines? *OCL*, 23 (4): D401. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2016032>
- Smil, V., 2000. *Feeding the world: A challenge for the 21st century*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 612 p.
- Tilman, D.; Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515 (7528): 518-522.
- Zabel, F.; Putzenlechner, B.; Mauser, W., 2014. Global Agricultural Land Resources - A High Resolution Suitability Evaluation and Its Perspectives until 2100 under Climate Change Conditions. *Plos One*, 9 (9): e107522. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107522>

Chapitre 1

Panorama de l'élevage dans l'Union européenne

Coordinateur : Pierre Dupraz

1.1 : L'élevage européen dans le monde 18

Auteurs : Miroslav Batka, Petr Havlik, Jonathan Hercule, Fabrice Levert

1.2 : Tendances de consommation des produits animaux en Union européenne 48

Auteurs : Jonathan Hercule, Diane Beldame

1.3 : Quel rôle pour la distribution dans les filières animales ? Une comparaison européenne et un focus sur la France 66

Auteurs : Zohra Bouamra-Mechemache, Carl Gagné, Stéphane Turolla

1.4 : Les industries agro-alimentaires des filières animales : comparaison européenne 83

Auteurs : Zohra Bouamra-Mechemache, Carl Gagné, Stéphane Turolla

1.5 : La production et les échanges des Etats membres de l'UE en production animales 97

Auteur : Vincent Chatellier

1.6 : De la co-localisation des différentes filières animales en Europe : des économies de gamme à l'échelle des territoires ? 129

Auteurs : Carl Gagné, Elodie Letort

1.7 : Structures des exploitations d'élevage dans l'Union européenne 145

Auteur : Laurent Piet

1.8 : Pressions environnementales de l'élevage en Europe 163

Auteur : Jonathan Hercule

Annexes 181

1.1 L'élevage européen dans le monde

Miroslav Batka (1.1.2), Petr Havlik (1.1.2), Jonathan Hercule (1.1.1.1), Fabrice Levert (1.1.1.2)

1.1.1 Marché des productions animales en Europe et dans le monde

Avant de dresser un portrait détaillé des dynamiques régissant la production, la consommation et les échanges de productions animales dans les pays de l'Union européenne il est intéressant de la situer sur le marché mondial du secteur de l'élevage. Dans la présente section nous avons choisi de nous appuyer sur une classification par pays ou région du monde qui reste la même et permet d'harmoniser la présentation des résultats ou de calculer des indicateurs venant de différentes bases de données (OCDE, FAOSTAT).

1.1.1.1 Production et consommation de produits animaux dans le monde

1.1.1.1.1 Les grands pôles de production dans le monde et évolutions à long terme

En 2013, la production communautaire de produits animaux s'échelonne entre 10% et 20% de la production mondiale suivant les produits. Selon la classification adoptée (figure 1.1.1), l'Union Européenne est le premier producteur de produits laitiers (tous types de laits) au monde devant l'Inde et le deuxième producteur de viande de porc derrière la Chine.

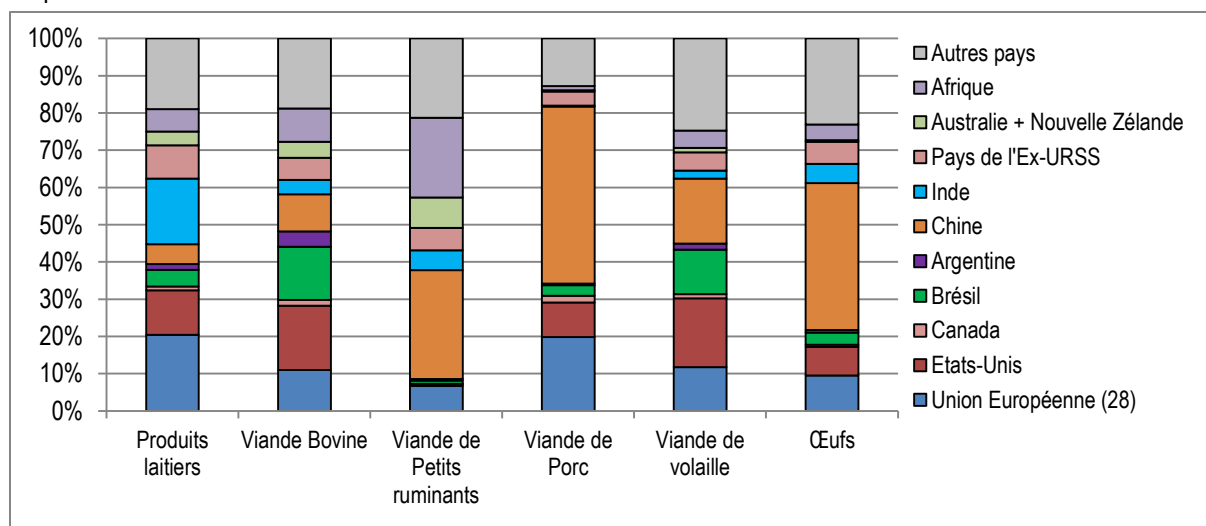


Figure 1.1.1. Part des grandes régions économiques dans les volumes de productions animales en 2013 - Source : Inra d'après FAOSTAT¹

Les pays émergents continuent de répondre à leur demande intérieure de produits d'élevage en augmentant la production tandis que l'on observe un tassement de la croissance du secteur de l'élevage en Union Européenne sur les dix dernières années avec un volume de production qui évolue peu (tableau 1.1.1 & tableau 1.1.2).

Les hausses de production de viandes sont majoritairement attribuables au secteur de la volaille qui contribue pour 51% de la progression observée dans le monde entre 2000 et 2013, suivi par le secteur porcin ayant contribué à hauteur de 34%. Cet essor des monogastriques est partagé par la plupart des pays du monde avec des intensités variables. La Chine et le Brésil représentent près de la moitié des hausses de production de viande toutes catégories confondues suivies par les pays de l'Ex-URSS. Si la production de monogastriques en Union Européenne et aux Etats-Unis profite de la croissance de la consommation mondiale il n'en est pas de même pour le secteur des viandes de ruminants qui subit un déclin dans ces pays depuis au moins dix ans. En effet la production de viande rouge en UE et aux Etats-Unis chute de respectivement 14% et 5% entre 2000 et 2013 selon FAOSTAT. Le secteur de la production laitière a fait l'objet d'un essor majeur dans les pays émergents et notamment en Inde où la production de lait de bufflonne a augmenté de 70% lui faisant atteindre une production laitière de 135,6 Mt concurrençant presque l'Union Européenne qui produit 157,3 Mt en 2013. Selon les perspectives agricoles de l'OCDE (2015) les productions mondiales de produits laitiers devraient progresser de

¹ <http://faostat3.fao.org/home/E>

23% sur les dix prochaines années, principalement en provenance d'Asie. Le total des œufs produits dans le Monde en 2013 s'établit à 73.9 millions de tonnes soit un peu plus que la viande bovine (68 Mt).

Tableau 1.1.1. Evolution des productions de l'élevage par région entre 2000 et 2013. Le lait correspond à la somme de tous les laits produits (vaches, bufflonnes, petits ruminants) et la viande correspond aux viandes de bœuf, de buffle, de porc, de volaille et de petits ruminants. Les unités sont présentées en millions de tonnes de produit primaire (Mt) pour les œufs et le lait et en millions de tonnes équivalent carcasse (Mtec) pour les viandes. Source : INRA d'après FAOSTAT

	VIANDES			LAIT			ŒUFS		
	2000	2013	00/13	2000	2013	00/13	2000	2013	00/13
	(Mtec)		(%)	(Mt)		(%)	(Mt)		(%)
Union Européenne à 28	42,2	43,5	+3	156,1	157,3	+1	6,7	7,1	+5
Etats-Unis	37,4	42,4	+13	76,0	91,3	+20	5,0	5,6	+13
Canada	4,0	4,3	+8	8,2	8,4	+3	0,4	0,4	+19
Brésil	15,4	26,0	+69	20,5	34,4	+68	1,6	2,4	+51
Argentine	4,0	5,1	+28	10,1	11,8	+17	0,3	0,5	+65
Chine	57,1	83,5	+46	12,4	40,6	+228	22,2	29,1	+31
Inde	4,3	6,0	+40	79,7	135,6	+70	2,0	3,8	+88
Pays de l'Ex-URSS	8,3	14,4	+74	61,3	69,0	+13	2,9	4,4	+53
Australie & Nouvelle Zélande	4,9	5,7	+15	23,1	28,4	+23	0,2	0,3	+58
Afrique	10,2	15,4	+51	28,0	45,9	+64	1,9	3,1	+63
Reste du Monde	37,2	57,0	+53	106,7	146,0	+37	11,9	17,1	+43
MONDE	225,1	303,4	+35	582,0	768,6	+32	55,1	73,9	+34

	PORC			VOLAILLE			BOVINS		
	2000	2013	00/13	2000	2013	00/13	2000	2013	00/13
	(Mtec)		(%)	(Mtec)		(%)	(Mtec)		(%)
Union Européenne à 28	21,8	22,4	+3	10,6	12,8	+21	8,4	7,4	-12
Etats-Unis	8,6	10,5	+22	16,4	20,1	+23	12,3	11,7	-5
Canada	1,6	2,0	+25	1,1	1,3	+18	1,3	1,1	-15
Brésil	2,6	3,3	+27	6,1	12,9	+111	6,6	9,7	+47
Argentine	0,2	0,4	+100	1,0	1,8	+80	2,7	2,8	+4
Chine	36,8	53,8	+46	12,7	18,9	+49	5,0	6,7	+34
Inde	0,5	0,4	-20	0,9	2,4	+167	2,2	2,6	+18
Pays de l'Ex-URSS	2,8	4,2	+50	1,1	5,3	+382	3,9	4,0	+3
Australie & Nouvelle Zélande	0,4	0,4	+0	0,7	1,3	+86	2,6	2,9	+12
Afrique	0,8	1,3	+63	3,0	5,0	+67	4,3	6,1	+42
Reste du Monde	9,9	14,3	+44	15,0	26,9	+79	9,6	12,7	+32
MONDE	86,0	113,0	+31	68,6	108,7	+58	58,9	67,7	+15

1.1.1.1.1.1 *Evolutions de la production et du cheptel*

Le développement mondial des productions animales a été réalisé au moyen de changements technologiques² importants notamment en provenance des pays émergents qui se sont traduits par le développement d'une agriculture industrialisée ainsi que spécialisée et par la mondialisation des sources d'approvisionnement (alimentation animale notamment) (FAO, 2009). Sur trente ans, la productivité mondiale a évolué de façon inégale tant dans les différentes régions du monde que dans les différents secteurs de production animale. Les plus grandes hausses de productivité enregistrées sur les dix dernières années à l'échelle mondiale ont concerné le secteur de la volaille de chair et du lait suivis par la viande bovine. En réalité le secteur porcin a connu une baisse de son rendement à l'échelle mondiale en raison des baisses de productivité par animal en Chine où le cheptel porcin a crû plus rapidement que la production tandis que dans le reste du monde les hausses de rendement restent faibles (sauf au Brésil).

Le secteur de la viande de volaille a connu un essor considérable entre 1982 et 2002 dans le monde entier et notamment dans les pays comme l'Inde, la Chine, les Etats-Unis et l'Union Européenne. Ces hausses se maintiennent sur la période récente (+5% entre 2002 et 2012) mais se concentrent surtout au Brésil et aux Etats-Unis. La production d'œufs a beaucoup augmentée sur trente ans et maintient une croissance forte bien que moins importante sur la période 2002-2012 avec +25% de production. En revanche ces hausses de production s'accompagnent d'une hausse du cheptel de +31% ce qui équivaut à une baisse de la production par animal qui est partagée par l'ensemble des principaux pays producteurs excepté aux Etats-Unis où les hausses restent toutefois modérées (+3% par animal sur 10 ans). En UE 28 la production et le cheptel d'œufs stagnent entre 2002 et 2012.

Le secteur porcin continue de croître de façon importante avec +24% de production sur les 10 dernières années. Cette croissance est en large partie due à la Chine qui a vu sa production augmenter de +35% sur les dix dernières années pour fournir près de la moitié du porc mondial à destination de son marché intérieur. Comme nous l'avons vu ces hausses de production proviennent presque exclusivement d'une hausse du cheptel porcin sans amélioration de performances par animal. Des évolutions de systèmes de production majeurs sont à noter avec un passage d'une alimentation de parcours et de restes à une alimentation qui s'enrichit en produits « nobles » tels que les céréales ou la luzerne déshydratée, ce qui n'est pas sans effet sur la demande en grains pour l'alimentation animale en Chine avec une hausse importante prévisible à moyen terme (Gale *et al.*, 2015). Pour le porc l'Union Européenne possède une croissance de production bien moins importante que dans les autres régions du monde.

La production de lait de vache et bufflonne a progressé de plus en plus vite sur trente ans, la période 2002 – 2012 enregistrant une croissance de +25%. Cette croissance est en large partie soutenue par l'Inde qui réalise des hausses conséquentes de sa production et s'est progressivement hissée au rang de 2^e producteur mondial derrière l'Union Européenne. On remarque ici des différences intéressantes dans les évolutions productives des pays industrialisés et des pays en développement. Tandis que l'Inde, la Chine et le Brésil voient progressivement leur cheptel et leur production croître sur 30 ans, l'Union Européenne a vu son cheptel laitier diminuer fortement sur la période en maintenant son niveau de production. Les Etats-Unis quant à eux ont progressivement augmenté leur production tout en diminuant le cheptel laitier.

Enfin la production de viande bovine est en croissance notamment au Brésil où les hausses de productivité continuent d'augmenter même sur la dernière décennie. Il est à noter que l'Inde qui produit environ 4% de la viande bovine mondiale pourrait s'imposer comme un acteur majeur à l'export du fait de sa demande intérieure très faible en viandes. Les Etats-Unis et l'UE ont vu leur cheptel bovin décroître fortement (-7% et -13%) sur la dernière période, et ce malgré une baisse importante du cheptel laitier en Union Européenne (-11%), en raison d'une tendance baissière de la consommation de viande rouge.

² On entend par changement technologique toutes les innovations dans le secteur de la production animale qui sont de natures variées : conduite du troupeau, sélection génétique, alimentation animale, santé, transformation, transport et commercialisation des produits.

Tableau 1.1.2. Evolution des productions (Prod.) et des cheptels (Chept.) dans le Monde par période de dix ans sur les trente dernières années. Les calculs ont été réalisés avec des moyennes triennales pour bien observer les tendances.

Source : Inra d'après FAOSTAT

	Prod. 1982-1992 <i>Moy(92)/Moy(82) -1</i>	Chept. 1982-1992 <i>Moy(92)/Moy(82) -1</i>	Prod. 1992-2002 <i>Moy(02)/Moy(92) -1</i>	Chept. 1992-2002 <i>Moy(02)/Moy(92) -1</i>	Prod. 2002-2012 <i>Moy(12)/Moy(02) -1</i>	Chept. 2002-2012 <i>Moy(12)/Moy(02) -1</i>
<i>Vaches allaitantes</i>						
AFRIQUE	0,18	0,22	0,23	0,24	0,36	0,26
BRESIL	0,51	0,46	0,51	0,39	0,32	0,17
CHINE	3,96	2,46	1,85	2,05	0,26	0,25
EXURSS	0,07	0,03	-0,46	-0,37	0,01	-0,07
INDE	0,19	0,09	0,04	0,02	0,14	0,12
UE28	0,10	0,01	-0,20	-0,24	-0,07	-0,13
USA	0,01	-0,12	0,15	0,06	-0,03	-0,07
MONDE	0,15	0,08	0,07	0,08	0,13	0,10
<i>Vaches laitières et bufflonnes</i>						
AFRIQUE	0,24	0,32	0,63	0,44	0,38	0,43
BRESIL	0,36	0,23	0,39	-0,07	0,49	0,22
CHINE	1,30	0,75	1,33	0,44	1,40	0,58
EXURSS	-0,03	-0,09	-0,28	-0,34	0,06	-0,12
INDE	0,53	0,27	0,51	0,14	0,56	0,26
UE28	-0,05	-0,20	0,01	-0,17	0,00	-0,11
USA	0,10	-0,12	0,13	-0,06	0,18	0,01
MONDE	0,09	0,08	0,14	0,05	0,25	0,20
<i>Porcs</i>						
AFRIQUE	0,58	0,54	0,37	0,34	0,54	0,59
BRESIL	0,45	0,20	1,14	1,35	0,16	-0,03
CHINE	0,98	0,66	0,44	0,42	0,35	0,40
EXURSS	-0,10	-0,10	-0,43	-0,45	0,43	0,41
INDE	0,51	0,51	0,07	0,07	-0,24	-0,24
UE28	0,15	0,11	0,10	0,05	0,04	0,02
USA	0,11	0,05	0,17	0,08	0,18	0,12
MONDE	0,34	0,26	0,24	0,20	0,24	0,25
<i>Volailles de chair</i>						
AFRIQUE	0,71	0,64	0,66	0,51	0,51	0,48
BRESIL	0,87	0,66	1,43	0,74	0,71	0,45
CHINE	1,94	1,47	1,40	1,34	0,44	0,42
EXURSS	0,01	0,00	-0,41	-0,43	2,41	1,86
INDE	2,66	2,78	1,00	0,65	1,08	0,91
UE28	0,22	0,11	0,34	0,21	0,12	0,08
USA	0,71	0,54	0,43	0,30	0,17	-0,01
MONDE	0,61	0,49	0,61	0,49	0,44	0,37
<i>Poules pondeuses</i>						
AFRIQUE	0,60	0,45	0,38	0,22	0,43	0,37
BRESIL	0,66	0,66	0,20	0,16	0,41	0,36
CHINE	2,27	0,57	1,16	1,34	0,25	0,31
EXURSS	-0,03	-0,11	-0,21	-0,28	0,38	0,61
INDE	0,97	0,54	0,74	0,68	0,66	0,70
UE28	-0,07	-0,09	0,07	-0,03	0,01	0,02
USA	0,02	-0,01	0,23	0,21	0,06	0,02
MONDE	0,39	0,24	0,44	0,41	0,25	0,31

1.1.1.1.2 Perspectives de production

Selon les perspectives de l'OCDE et de la FAO (2015), la contribution de l'Union Européenne à la production de produits animaux devrait être de moins en moins importante dans le futur (figure 1.1.2). Toutefois, une croissance de 11% de la production de lait et de 10% de la production de volaille est estimée pour les dix ans à venir. Pour les autres viandes, la production devrait stagner et la production de viande bovine devrait même chuter de 5% sur la même période, en raison d'une demande intérieure en baisse. Enfin les évolutions des productions animales entre 2013 et 2024 devraient être entre 10% et 15% moins rapides en Union Européenne que dans le reste du monde comme le suggère la figure 1.1.2. Ceci signifie que la majeure partie de la croissance mondiale du secteur des produits animaux pourrait être réalisée à l'extérieur de l'Union Européenne sur la prochaine décennie. Mis à part dans le cas du lait et plus particulièrement celui de la production de fromage et de lait écrémé en poudre, les contributions de l'Union Européenne à la croissance de la production mondiale devraient être très faibles pour chacune des productions animales.

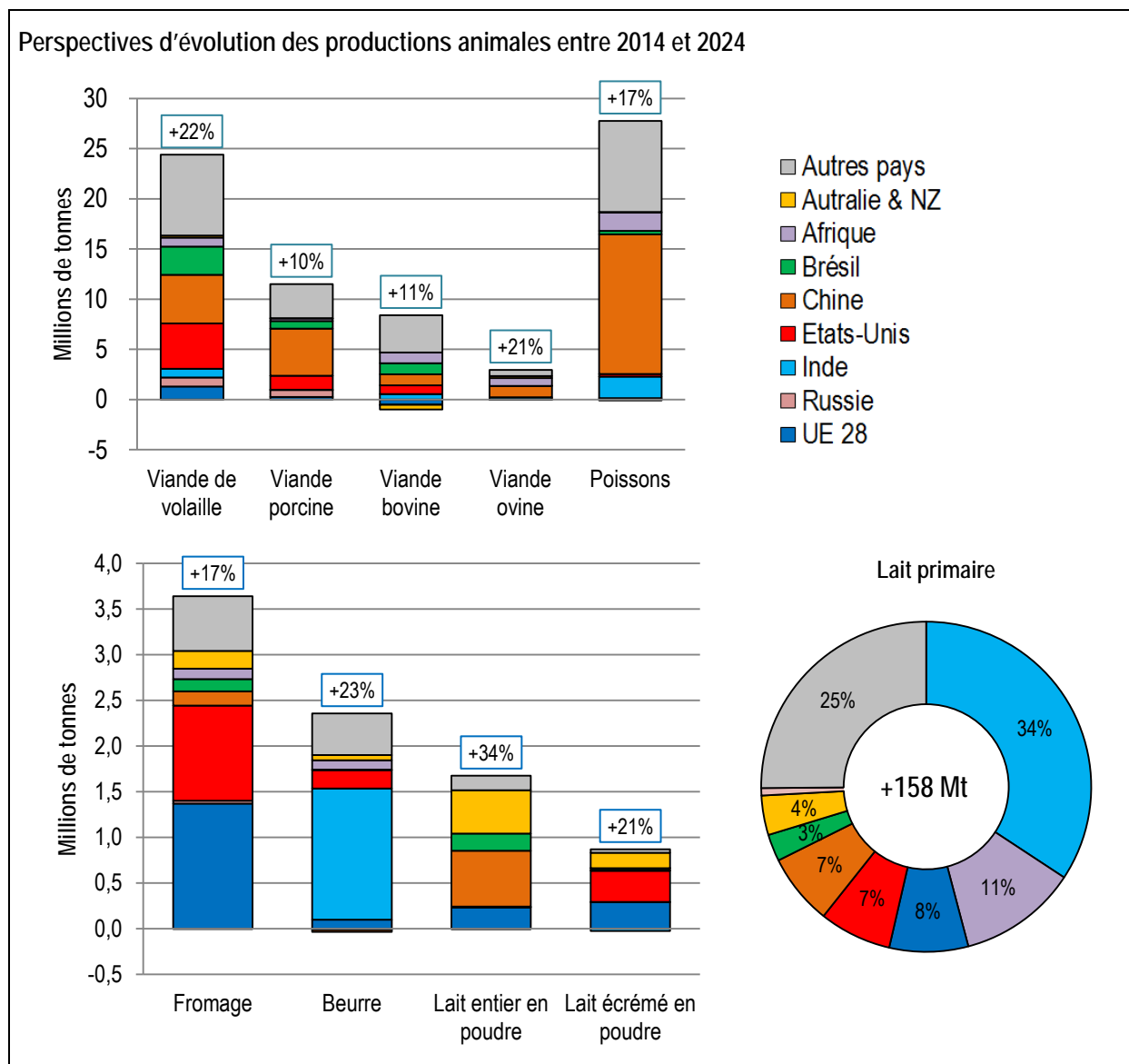


Figure 1.1.2. Evolution de la production de produit animaux entre 2014 et 2024 selon les perspectives agricoles OCDE/FAO. Les pourcentages correspondent à la croissance mondiale estimée pour chaque produit. Source : Inra d'après l'OCDE (2015)

1.1.1.2 Les grands pôles de consommation dans le monde, évolutions et tendances

Avec l'Amérique du Nord, l'Union Européenne fait partie des plus grands consommateurs de produits animaux par habitant dans le Monde. Selon les statistiques de la FAO, ces deux régions contribuent à près d'un quart de la consommation mondiale de viandes, un tiers de la consommation de lait et près d'un cinquième de la consommation d'œufs (tableau 1.1.4) tandis qu'elles ne représentent que 11% de la population mondiale en 2011. Comme nous l'avons vu pour la production, les pays émergents consomment de plus en plus de produits animaux depuis les années 1990. Sur les dernières années plusieurs pays émergents tels que la Chine, le Brésil et dans une moindre mesure les pays de l'ex union soviétique ont vu leurs rations alimentaires s'enrichir en produits de l'élevage (figure 1.1.3). Depuis les années 90, l'Union Européenne a gardé une ration relativement stable en produits de l'élevage s'établissant autour de 750 kcal/hab/jour. C'est l'Amérique du Nord qui détient la plus grande consommation de produits de l'élevage par habitant avec environ 863 kcal/hab/jour en 2011. En revanche l'Afrique et l'Inde semblent garder une ration en produits d'élevage très faible.

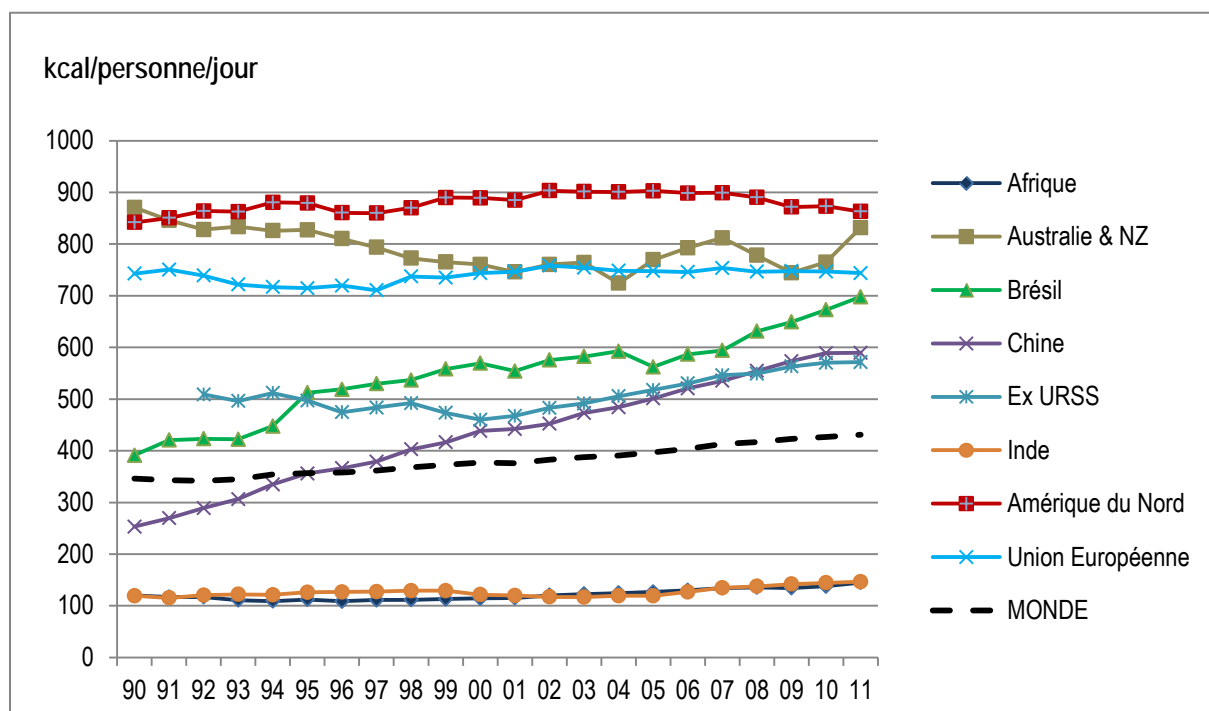


Figure 1.1.3. Consommation par habitant d'énergie dérivée des produits de l'élevage pour différentes régions du monde entre 1990 et 2011. Les produits de l'élevage considérés sont les viandes, les produits laitiers et les œufs (le poisson est exclu). Source : Globagri (2015)

Même si l'Inde maintient une ration essentiellement végétarienne, ses consommations caloriques par habitant ont augmenté de 22% entre 1990 et 2011 pour les produits de l'élevage. Lorsque l'on regarde la ration alimentaire plus en détail, on observe une grande diversité des profils de consommation dans le monde (tableau 1.1.3, figure 1.1.4 & figure 1.1.5). On remarque notamment que l'Union Européenne est actuellement le plus grand consommateur de produits laitiers et de viande de porc par habitant. Le Brésil se situe à la première place concernant la viande bovine et à la seconde place derrière les Etats-Unis pour la consommation de viande de volaille. La Chine est la première consommatrice d'œufs et de produits halieutiques. L'Inde et l'Afrique quant à elles se distinguent par leur régime alimentaire particulièrement pauvre en protéines animales comme l'illustrent la figure 1.1.3 et la figure 1.1.4.

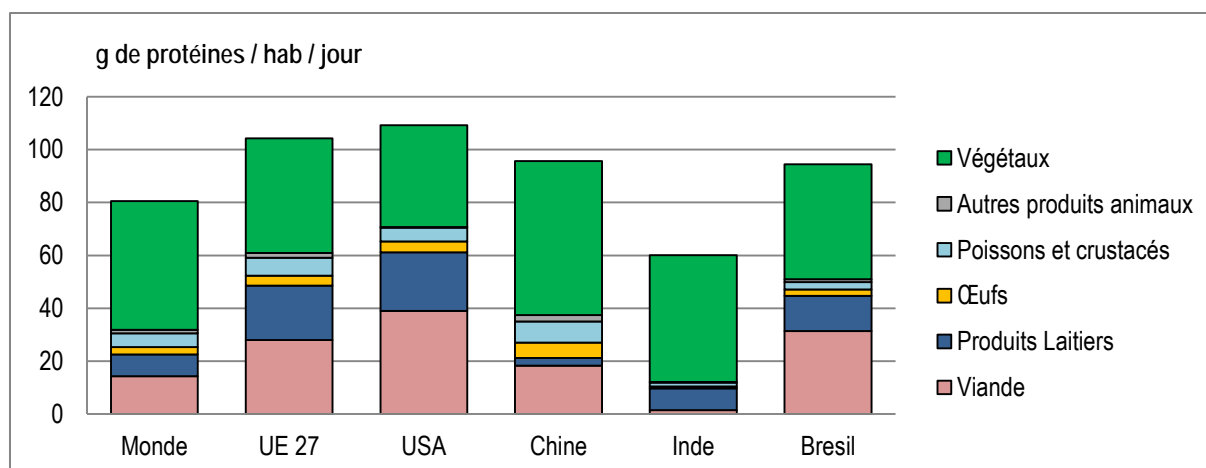


Figure 1.1.4. Consommation de protéines par type de produit dans plusieurs régions du Monde en 2011 - source: FAOSTAT

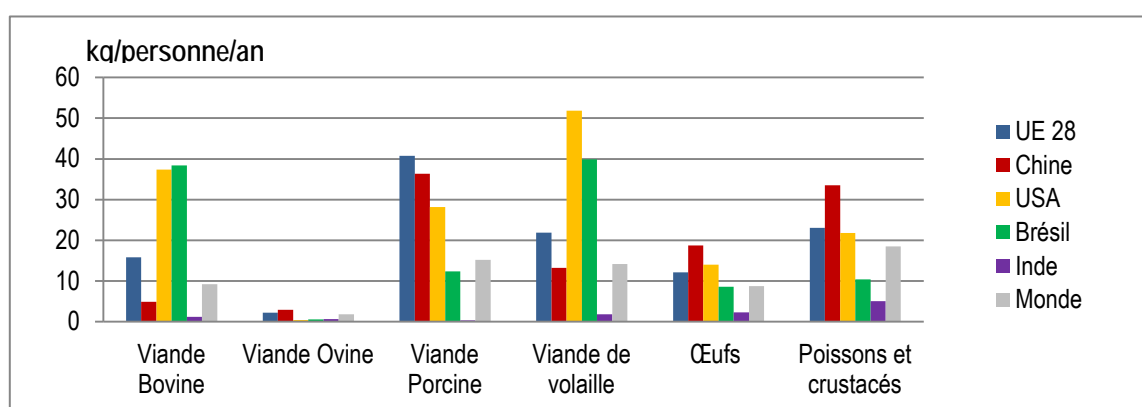


Figure 1.1.5. Comparaison des consommations de produits animaux en kg par habitant en 2011. Les données sont présentées en kg équivalent carcasse pour la viande bovine, ovine et porcine, en kg prêt à cuire pour la viande de volaille, en kg de produits pour les œufs et en kg de poids vif pour les poissons & crustacés – source : FAOSTAT

Tableau 1.1.3. Consommation de lait et produits laitiers par habitant en 2011 selon plusieurs sources dans les statistiques internationales

	Produits laitiers frais (kg.hab-1) OCDE-FAO (a)	Laits liquides * (kg.hab-1) IDF (b)	Beurre (kg.hab-1) OCDE-FAO	Fromages (kg.hab-1) OCDE-FAO	Ensemble des laits primaire ** (kg-eq-lait.hab-1) FAOSTAT (c)
UE 28	92,3	64,6	3,9	17,3	316,2
États-Unis	80,4	78,2	2,4	15,1	301,1
Brésil	74,9	58,0	0,4	3,6	157,3
Inde	117,9	41,6	2,8	0,0	137,4
Chine	23,5	12,4	0,1	0,2	34,4
MONDE	69,7	-	1,4	2,9	114,8

* Consommation apparente (production + imports – exports)

** Calculs Inra réalisés avec un taux de conversion lait – beurre générique de 5%

(a) (OCDE, 2015) (b) (International Dairy Federation, 2013) (c) FAOSTAT

Tableau 1.1.4. Consommations de viandes par région du Monde en 2011. Les données sont présentées en mégatonnes (Mt) équivalent carcasse pour les viandes bovine, ovine et porcine, en Mt prêt à cuire pour les volailles, en Mt de produit primaire pour les œufs et les produits laitiers, et Mt de poids vif pour les poissons. Source : FAOSTAT

	Viande Bovine		Viande Ovine		Viande Porcine		Viande de volaille		Œufs		Lait (beurre exclus)		Beurre		Produits halieutiques		Population
	Mt	%	Mt	%	Mt	%	Mt	%	Mt	%	Mt	%	Mt	%	Mt	%	%
Canada	1,0	2%	0,0	0%	0,8	1%	1,3	1%	0,4	1%	7,5	1%	0,1	1%	0,8	1%	0%
Australie & NZ	1,1	2%	0,3	3%	0,6	1%	1,2	1%	0,2	0%	5,9	1%	0,1	1%	0,7	1%	0%
Inde	1,5	2%	0,8	6%	0,4	0%	2,3	2%	2,9	5%	102,8	17%	3,4	37%	6,3	5%	18%
Argentine	2,2	3%	0,1	0%	0,4	0%	1,4	1%	0,5	1%	7,9	1%	0,0	0%	0,2	0%	1%
Ex URSS	4,5	7%	0,8	6%	4,8	5%	5,1	5%	3,6	6%	45,9	7%	0,5	5%	4,2	3%	4%
Afrique	5,7	9%	2,3	18%	1,3	1%	5,9	6%	2,3	4%	36,7	6%	0,4	5%	10,3	8%	13%
Chine	6,7	10%	4,0	31%	50,1	47%	18,2	18%	25,8	42%	44,1	7%	0,2	2%	46,3	36%	20%
Brésil	7,7	12%	0,1	1%	2,5	2%	8,0	8%	1,7	3%	29,7	5%	0,1	1%	2,1	2%	3%
UE 28	7,9	12%	1,1	9%	20,5	19%	11,0	11%	6,1	10%	121,8	20%	1,9	20%	11,6	9%	7%
Etats-Unis	11,7	18%	0,1	1%	8,8	8%	16,2	16%	4,4	7%	80,9	13%	0,7	7%	6,8	5%	4%
Autres pays	14,4	22%	3,2	25%	16,4	15%	28,8	29%	13,3	22%	138,1	22%	1,8	20%	40,4	31%	29%
MONDE	64	100%	13	100%	107	100%	99	100%	61	100%	621	100%	9	100%	130	100%	100%

1.1.1.1.3 Conclusion

A l'échelle mondiale, les régimes sont diversifiés suivant les pays. L'Union Européenne fait partie des pays qui consomment le plus de protéines animales soit environ 60 kg par habitant par an en 2011 et ce de façon relativement stable depuis au moins trente ans. On constate que la ration alimentaire mondiale a convergé vers le modèle de consommation occidentale depuis les années 1960 concernant les produits de l'élevage (FAO, 2009). Ce processus a été particulièrement rapide en Chine et au Brésil sur les vingt dernières années. Cette convergence observée n'a pas eu lieu à la même vitesse dans l'ensemble des pays du monde en développement et notamment en Afrique où l'augmentation de la ration en produits animaux ne s'est stabilisée que depuis le milieu des années 1990 à un rythme relativement lent (+1% par an en moyenne). Le régime Indien constitue toujours un cas particulier avec une consommation extrêmement faible de viandes et notamment quasi nulle pour la viande bovine et le porc pour des raisons culturelles et religieuses.

Le régime mondial moyen en produits de l'élevage a augmenté de 40% en équivalent calorique entre 1980 et 2011 et a augmenté pour tous les secteurs excepté la viande bovine qui subit un recul de consommation de 11% sur la période. Parmi le développement des consommations, on note l'essor de la volaille dont les consommations totales ont plus que doublé sur trente ans. En Union Européenne les consommations de calories animales ont stagné sur la même période avec de grandes modifications qui sont étudiées dans les parties suivantes de l'ESCo. Les perspectives OCDE / FAO pour la prochaine décennie prévoient un maintien d'une croissance mondiale soutenue de la consommation de viande de volaille, de lait, de viande ovine ainsi que de poisson dans les dix prochaines années (autour de +2% de consommation par an). Pour la viande bovine et la viande porcine le taux de croissance annuel de la consommation devrait s'approcher des + 1% par an jusqu'en 2024.

Les consommations de produits animaux ont des effets directs et indirects sur l'environnement. Les effets directs proviennent des élevages et des méthodes de conduite du troupeau, de la sensibilité des milieux sur lesquels ont lieu les pollutions locales, etc. Les effets indirects sont majoritairement liés à l'utilisation des ressources associées à l'alimentation animale (terres, engrais et travail pour la production des cultures et des fourrages). La section suivante traite des échanges de produits animaux et des principaux aliments concentrés utilisés en alimentation animale.

1.1.1.2 Les échanges de produits animaux et de grains et perspectives d'évolution

L'Union européenne produit une part significative des produits animaux dans le monde. Elle est globalement autosuffisante en produits animaux et naturellement très présente sur les marchés mondiaux.

Le développement et le maintien d'un élevage européen avec un bon niveau de productivité n'est cependant possible qu'au prix d'apports de protéines végétales sous forme d'aliments concentrés que l'Europe peine à produire privilégiant aux cultures protéiques ou oléo-protéiques les cultures de céréales pour lesquels les niveaux de performance et de rentabilité sont meilleurs. Ce phénomène chronique depuis les années 1960 nécessite notamment le recours à des importations massives de soja.

Nous illustrons dans cette partie la présence de l'Union Européenne sur les marchés mondiaux de produits animaux et sur les marchés des aliments qui servent à les nourrir. Nous montrons qu'en 2013, les animaux de l'UE ont consommé l'équivalent de 31 Mt de protéines digestibles issues de céréales, de graines et de tourteaux oléagineux et que 38% de ces besoins ont été couverts par le recours à des importations. En ne considérant que les protéines issues de graines et tourteaux oléagineux, le niveau de dépendance passe à 70%. Ces importations de protéines végétales permettent d'alimenter un secteur de l'élevage performant et de produire des protéines animales en partie réexportées dans le monde à hauteur de 1 Mt principalement sous la forme de viande de porc, de produits laitiers et de viande de volaille.

1.1.1.2.1 L'Europe exportatrice de produits de l'élevage

D'après nos calculs à partir de la base de données BACI³, en 2013, le commerce mondial de produits animaux représente 194 milliards de dollars. 45,5% des quantités échangées toutes catégories de produits confondues se font entre pays de l'Union et 11,6% concernent les échanges de l'UE avec les pays tiers.

L'UE est exportatrice nette de viande de porc, de produits laitiers, de viande de volaille et d'œufs. Elle exporte également des animaux vivants de tous types vers les pays tiers pour un équivalent de 0,2 Mt en poids carcasse. Elle importe en revanche légèrement plus de viande bovine qu'elle n'en exporte et est également importatrice nette de viande d'ovins et de caprins. Une analyse détaillée des flux commerciaux intra-européens et extra-européens est réalisée pour la période 2000-2014 dans la section 1.5 du rapport. Les principaux chiffres sont rappelés et donnés en tonnages pour le calcul des flux protéiques (tableau 1.1.5).

Sur la période récente, les échanges de l'UE avec pays tiers en viande bovine sont assez équilibrés autour de 0,16 Mt en export et 0,30 Mt en imports). Ces importations proviennent principalement d'Amérique du Sud et des Etats-Unis. Les exportations sont dirigées vers la Russie, la Bosnie Herzégovine et Hong-Kong.

L'UE est nettement exportatrice de viande porcine avec 2,2 Mt exportées et moins de 0,02 Mt importés. Les exportations étaient avant la mise en place de l'embargo principalement à destination de la Russie et des pays voisins, de la Chine et de l'Est asiatique principalement.

Comme pour le porc, l'UE est exportatrice de viande de volaille avec 1,3 Mt d'exportation et 0,8 Mt d'importation. Les exportations sont essentiellement à destination de l'Afrique du Sud, du Bénin, de l'Arabie Saoudite, de Hong-Kong et dans une moindre mesure à destination de l'ex-URSS (avant embargo). Les quantités importées proviennent principalement du Brésil et des Etats-Unis.

L'UE est importatrice nette de viande d'ovin et de caprin avec 0,2 Mt importés presque exclusivement de Nouvelle Zélande et d'Australie (92%).

Le solde du commerce de produits laitiers de l'UE est positif pour toutes les catégories de produits. D'après nos calculs à partir de la base de données BACI, ils représentent près de 14 des 23 milliards de dollars des produits animaux exportés par l'UE vers les pays tiers. L'ensemble du monde utilise des produits laitiers produits dans l'UE avec des exportations majoritairement à destination de la Chine, de la Russie, des Etats-Unis, de l'Algérie et de l'Arabie Saoudite.

Enfin selon l'OCDE (OCDE, 2015), l'UE est également fortement importatrice nette de produits halieutiques (5,6 Mt) dont une partie non négligeable pourrait provenir de l'aquaculture qui se développe de façon importante

³ BACI, International Trade Database, http://www.cepii.fr/cepii/fr/bdd_modele/presentation.asp?id=1, note : les données d'échange au niveau mondial intègrent les flux intra-régionaux (entre pays de l'UE notamment).

depuis les années 1990 et atteint aujourd'hui la moitié de la production mondiale (FAO, 2014)^{4 5}. La Norvège est le pays qui exporte le plus vers l'UE (24% du volume importé) suivie de la Chine (9%) (EUMOFA, 2015).

Ainsi, en adoptant des coefficients de conversion grossiers (les teneurs en protéines sont supposées homogènes entre les imports et les exports), on constate que l'Union européenne n'est que très légèrement exportatrice de protéines animales, le dynamisme à l'export des secteurs porcins et laitiers étant très largement compensé par les importations de poisson.

Tableau 1.1.5 : Bilan des échanges des produits animaux de l'UE avec les pays tiers en 2013 et conversion en équivalent protéine – sources : DG-Agri Short-term outlook (European Commission - Directorate General for Agriculture and Rural Development, 2015) ; OCDE6 ; FAOSTAT7 et Agmemod8

	Importations	Exportations	Solde des échanges	Teneur en protéines*	Solde des échanges en équivalent protéines
	(1000 tec)	(1000 tec)	(1000 tec)	%	(1000 t)
Viande bovine	304	160	-143	14.0%	-20
Viande de porc	15	2 198	2 182	10.1%	220
Viande de volaille	791	1 293	501	14.6%	73
Viande ovine et caprine	200	36	-164	12.7%	-21
Viandes (a)					252
	(1000 t)	(1000 t)	(1000 t)	%	(1000 t)
Fromage	75	787	712	22.9%	163
Produits laitiers frais	28	577	548	3.4%	19
Poudre de lait grasse	3	374	371	28.2%	105
Poudre de lait écrémée	5	407	402	37.1%	149
Beurre	21	116	95	0.9%	1
Produits laitiers (a)					436
Œufs (b)	3	144	140	11.3%	16
Produits halieutiques (c)	7 810	2 159	-5 651	10.8%	-612
Total	-	-	-	-	93

* FAOSTAT pour les viandes et le poisson ; Agmemod pour les produits laitiers

a: European Commission; b: FAOSTAT; c: OCDE/FAO

Les projections de l'OCDE (OCDE, 2015) et celles de la Commission Européenne (EC, 2015) indiquent une stabilité de la consommation de viande en UE mais une progression dans le monde de près de 15% entre 2015 et 2025. La volaille continuera à bénéficier en premier lieu de cette progression et la demande d'importation de viande de volaille adressée à l'Union Européenne devrait progresser de 15% sur la période. La demande de produit laitier devrait également rester soutenue avec une demande d'importation projetée de 2% par an. L'UE devrait tirer son épingle du jeu comparativement à la Nouvelle Zélande plus contrainte par ses ressources naturelles et voir sa production laitière s'accroître de 1% par an sur la période.

⁴ FAO, 2014, The state of world fisheries and agriculture, opportunities and challenges, <http://www.fao.org/3/a-i3720e.pdf> , Rome, 2014

⁵ EUMOFA, 2015, The EU fish market, Editor: European Commission, Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries, Director-General, <https://www.eumofa.eu/the-eu-fish-market>

⁶ Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2015-2024, <http://www.fao.org/3/a-i4738f.pdf>

⁷ FAOSTAT, <http://faostat3.fao.org/home/E>

⁸ AGMEMOD, <https://www.agmemod.eu/>

1.1.1.2.2 L'Europe importatrice d'aliments pour animaux

On reconnaît classiquement trois sources de protéines végétales nécessaires à l'alimentation des animaux :

- les fourrages « grossiers » riches en cellulose sous forme de fourrages frais ou séchés issus principalement de prairies ou sous forme de maïs ensilage⁹ et assimilables par les ruminants,
- les graines de céréales qui sont des aliments concentrés à forte valeur nutritive dont la fonction première est un apport d'énergie mais qui apportent une part significative de protéine,
- les aliments riches en protéines essentiellement constitués de graines oléagineuses consommées en l'état, de tourteaux d'oléagineux, de fourrages déshydratés de légumineuses (luzerne), de protéagineux (pois, lupin, féveroles...), de coproduit des industries agroalimentaires (IAA) (issus de céréales, sons, drêches...).

A cela, s'ajoutent également les acides aminés industriels et l'urée qui peuvent être apportés en complément dans l'alimentation ainsi que les farines animales, principalement de poisson.

Parmi les aliments concentrés, les céréales et les tourteaux d'oléagineux constituent la grande majorité des sources de protéines utilisées. En 2013, les utilisations de céréales et de produits oléagineux dans l'alimentation animale de l'UE à 27 représentent 221 Mt (annexe 1.2). Près de la moitié est utilisée en direct par les éleveurs sous une forme largement autoconsommée pour les céréales et le reste est incorporé dans les aliments composés industriels. Au sein de ces aliments composés, les céréales représentaient, en 2008, 47% des matières premières utilisées et les tourteaux d'oléagineux 28%. Les coproduits des industries agro-alimentaires représentaient 11%, les minéraux et vitamines 3%, les fourrages déshydratés 1,5%, les graisses et huiles 1,5% et les protéagineux à peine 1% (Solonet *et al.*, 2011).

L'UE est un acteur majeur sur le marché mondial de céréales et de produits oléagineux. En 2013, le commerce mondial de céréales représente 123 milliards d'USD, celui de graines oléagineuses 77 milliards et celui de tourteaux 39 milliards. Ainsi, le commerce extérieur européen de grains, en valeur, représente 15% des échanges de céréales, 15% des échanges de graines oléagineuses et 30% des échanges de tourteaux. Les ordres de grandeur sont similaires pour les quantités de produits échangées (annexe 1.2).

Vis-à-vis des pays tiers, l'UE est exportatrice nette de céréales, à hauteur de 6,15 milliards d'USD, dont la destination majeure est l'alimentation animale et humaine (figure 1.1.6 ; annexe 1.1) mais elle est fortement dépendante d'importations de tourteaux d'oléagineux (11 milliards d'USD) destinés à l'alimentation des animaux ainsi que de graines oléagineuses (9,71 milliards d'USD) dont la trituration produit des huiles destinées à des usages alimentaires ou industriels (biocarburants) et des tourteaux pour les animaux.

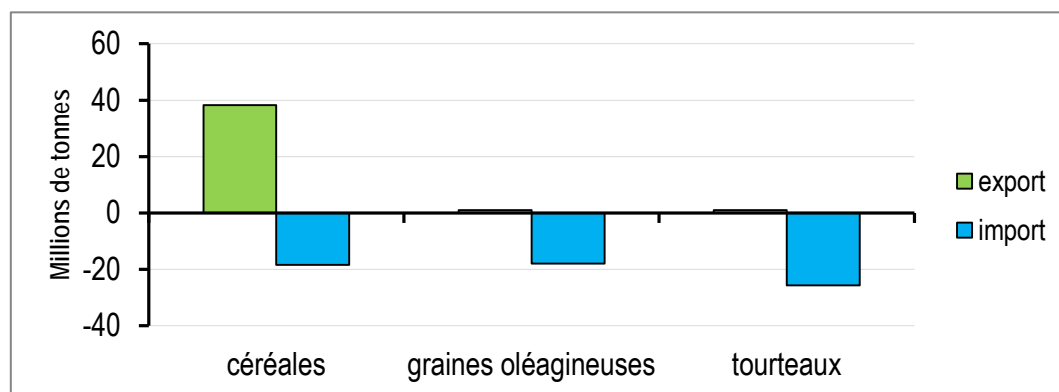


Figure 1.1.6. Commerce de l'UE avec pays tiers en graines et tourteaux en 2013 (en Mt) – source : INRA d'après BACI

⁹ L'ensilage de maïs est de faible teneur protéique et est surtout utilisé pour les apports énergétiques

1.1.1.2.2.1 Les céréales

En terme de valeur et de volumes échangés, les céréales représentent la principale source de protéine végétale échangée de par le monde mêmes si celles-ci ne sont destinées qu'en partie à l'alimentation animale et principalement comme source d'apport en énergie. Toutes céréales confondues, sur les 279 Mt de céréales consommées dans l'UE en 2013, près de 60% sont destinées à l'alimentation animale (calcul à partir des statistiques PSD¹⁰). L'orge, le maïs et les autres céréales secondaires sont principalement destinés à l'alimentation animale à respectivement 71%, 75% et 78% de la consommation intérieure. Le blé est principalement destiné à l'alimentation humaine mais 44% est tout de même orienté vers l'alimentation des animaux alors que le riz est exclusivement destiné à l'alimentation humaine.

L'UE est un acteur important du marché mondial de céréales, les échanges entre pays de l'Union représentent 54 Mt sur les 375 Mt échangées dans le monde. Vis-à-vis des pays tiers, elle exporte 38 Mt, majoritairement vers le pourtour du bassin méditerranéen, l'Afrique en général mais aussi l'Est asiatique. Environ 18 millions de tonnes sont importés du Brésil, d'Amérique du Nord, d'ex-URSS et d'Australie.

1.1.1.2.2.2 Les graines oléagineuses

Les graines oléagineuses sont également très échangées sur le marché mondial à hauteur de 135 Mt. Le commerce entre pays de l'Union représente 11 Mt et vis-à-vis des pays tiers, l'UE est principalement présente sur le marché des importations avec 18 Mt. Ces graines proviennent essentiellement des pays de l'ex-URSS (tournesol, colza), d'Amérique du Nord (Soja, canola) et du Brésil (soja). Sur les 45 Mt de graines utilisées dans l'UE, 2 Mt (5%) sont consommées directement par les animaux et 42 Mt (93%) sont triturées pour produire des huiles végétales à destination de l'alimentation humaine ou animale (en faible quantité) et du secteur des biocarburants. La fraction protéique issue de la trituration des graines constitue les tourteaux destinés à l'alimentation animale.

1.1.1.2.2.3 Les tourteaux d'oléagineux

Le volume de tourteaux échangés sur le marché mondial est de l'ordre de 90 Mt. Le commerce entre pays de l'Union est de 11 Mt et l'UE est essentiellement présente à l'importation vis-à-vis des pays tiers à hauteur de 26 Mt. Le tourteau importé est en majorité du soja de par la forte teneur en protéine de la graine de soja et provient essentiellement d'Amérique du sud (Brésil et Argentine), d'ex-URSS, d'Asie du Sud-Est et des Etats-Unis. Les importations de tourteaux représentent la moitié des 52 Mt consommés dans l'UE²⁷ parmi lesquels une part significative provient déjà de la transformation de graines oléagineuses importées.

1.1.1.2.3 Dépendance protéique de l'Europe

Afin d'évaluer le niveau de dépendance protéique de l'Union européenne et compte tenu des différences de taux protéique des différents aliments concentrés, il est nécessaire de réaliser une conversion des flux commerciaux d'aliments en équivalent protéines brutes. Nous utilisons pour se faire pour chaque produit une équivalence en protéine digestible moyenne déterminée à partir de la base de données Feedipedia¹¹. Ainsi nous considérons par exemple que le blé est constitué de 9,2% de protéines digestibles, le maïs de 7,0%, la graine de colza de 13,8%, la graine de soja de 26,0% et le tourteau de soja de 40,9%.

Nous appliquons ces coefficients obtenus aux différents flux de produits quelle que soit leur origine ou leur destination sans préjuger des différences de qualités possibles et nous faisons également l'hypothèse que parmi les flux de céréales, la part concernant l'alimentation animale est proportionnelle à la part utilisée en alimentation animale sur le marché intérieur de l'UE.

Globalement, l'UE importe 14 Mt de protéines digestibles et en exporte 2 Mt (figure 1.1.7). Conformément aux statistiques de commerce, ces importations sont essentiellement sous forme de tourteaux (8 Mt) et de graines oléagineuses (4 MT). L'UE exporte plus de protéines digestibles qu'elle n'en importe sous forme de céréales de l'ordre de 1 Mt. Ce solde positif est faible compte-tenu de la faible teneur en matière azotée totale des céréales (8-12%) et du fait qu'une partie des échanges de céréales est destinée à l'alimentation humaine et n'est pas intégrée dans le calcul.

¹⁰ USDA-FAS, (s.d.), Production, Supply and Distribution Online. <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/>

¹¹ <http://www.feedipedia.org/>. Le taux de protéine digestible est estimé à partir d'une teneur moyenne en protéine par matière sèche multiplié par un taux moyen de matière sèche et une valeur moyenne de digestibilité par les ruminants, les porcs et les volailles.

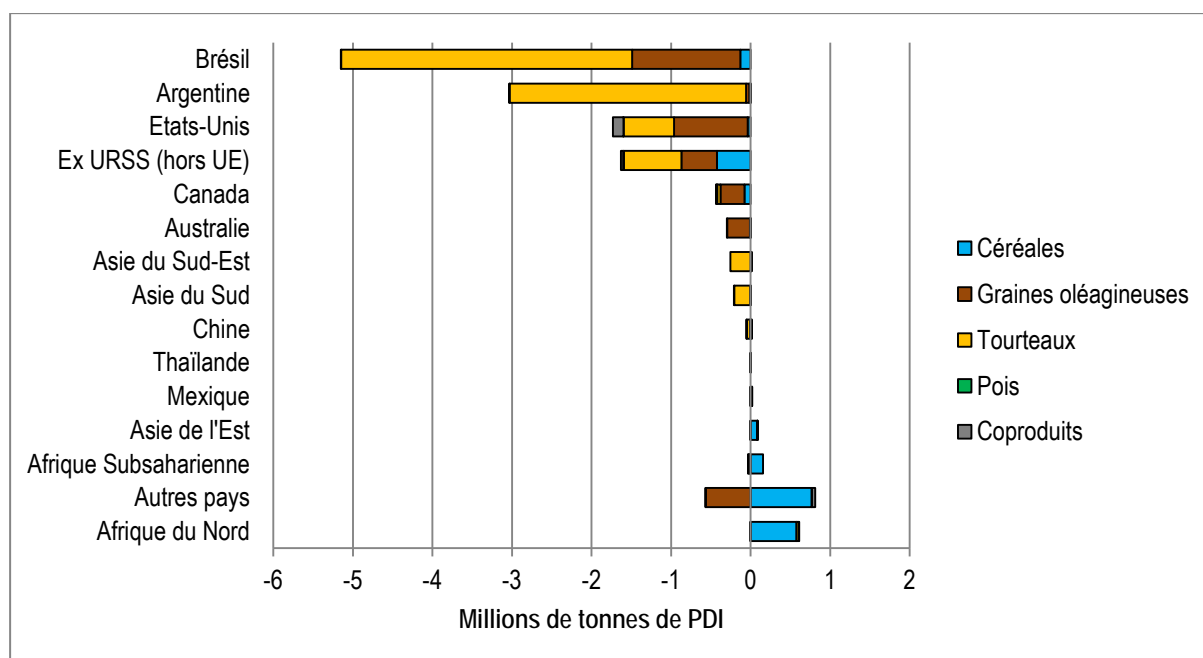


Figure 1.1.7 : Bilan des échanges d'aliments pour animaux de l'UE exprimé en protéines digestibles (PDI)

Source : INRA d'après BACI et Feedipedia (voir texte)

Nos calculs permettent d'estimer la consommation de protéines digestibles des animaux sous forme d'aliments concentrés tels que les céréales, les graines oléagineuses et les tourteaux à 31,1 Mt. L'UE dépend donc pour 38% de ses besoins des importations.

En ne considérant que les protéines des oléagineux (graines et tourteaux), nous calculons une consommation intérieure de 17,7 Mt de protéines digestibles couverte par des importations nettes à hauteur de 12,4 Mt. La dépendance aux importations de l'UE passe alors à 70% et se rapproche des taux publiés par ailleurs (Dronne, 2010 ; Häusling, 2011 ; Solanet *et al.*, 2011). Cette dépendance s'est fortement réduite depuis les années 1980 où elle se situait plus autour de 90% mais reste forte aujourd'hui.

La production européenne de matières premières riche en protéine est essentiellement le fait de la culture du colza et du tournesol, les cultures de protéagineux sont plus marginales car plus difficilement rentables, elles dépendent fortement de volonté politique pour un soutien ciblé. Les productions de colza et de tournesol évoluent également au gré de soutien politiques ciblés mais sont aussi tirées par la valorisation des huiles produites. Ainsi la forte demande d'huile végétale au niveau mondial et les politiques récentes en faveur du développement des biocarburants ont contribué sur la période récente à accroître leurs productions en réduisant ainsi la dépendance protéique de l'UE.

Les projections de la Commission Européenne confirment une stabilisation à l'avenir de la demande d'huile pour produire le biodiesel avec une part croissante de l'utilisation d'huiles usagées ou de résidus. Le principal moteur de la croissance des oléagineux sera d'ici 2025 l'expansion de l'élevage qui devrait donc d'avantage profiter à la culture du soja qu'au colza et au tournesol. Les importations de soja devraient donc rester significatives en Europe et la dépendance en tourteau s'accroître. Les cultures protéagineuses bénéficient quant à elle d'un contexte politique favorable dans la nouvelle Politique Agricole Commune (soutien couplé volontaire spécifique et obligation de maintien de surfaces d'intérêt écologique) qui devrait contribuer à un accroissement significatif de leurs soles dans l'UE.

1.1.2 Environmental Impacts of European livestock sector

This chapter will give an overview of the environmental effects of the European livestock sector through the perspective of three main impact categories: greenhouse gas emissions, land use, and water use. For each of these effects, we will examine the position of livestock in total resource use and environmental damage, with a focus on Europe's role in the global situation. We will investigate the environmental effects associated with European production, and look at the continent's environmental efficiency. Finally, we will also discuss European consumption and the European footprint in other parts of the world transmitted through trade.

1.1.2.1 Greenhouse gas emissions

The topic of greenhouse gas (GHG) emissions in the livestock sector is well understood, and has been studied extensively. A good overview of the surrounding issues can be found in Pitesky *et al.* (Pitesky *et al.*, 2009), and also in Bellarby *et al.* (Bellarby *et al.*, 2013). In the context of livestock, direct emissions can come from two sources. Enteric emissions of the animals themselves constitute the largest share of direct emissions, followed by emissions from manure management (Bailey *et al.*, 2014). Livestock is also indirectly responsible for the emissions released in the process of growing the necessary feed crops, a portion of emissions in the energy sector, and also the emissions associated with land use and land use change (LULUC) (FAO *et al.*, 2006). Energy and LULUC emissions rival, and possibly exceed, direct livestock emissions. Because the boundaries of the system being analyzed are broader in a lifecycle analysis (LCA), total emissions attributable to livestock in cradle-to-grave LCA studies can be larger than an accounting of direct emissions only (Weiss and Leip, 2012). However, in this work we focus on direct emissions and emissions from feed, as global datasets on indirect emissions are scarcer, and LULUC analyses are very sensitive to model assumptions and spatial information.

Figure 1.1.8 below puts GHG emissions from agriculture and livestock into perspective with total global emissions from all sectors of the economy. The majority of global emissions are in the form of carbon dioxide (CO₂), originating in the energy sector, which includes power generation, transportation, manufacturing, etc. A small share of emissions comes in the form of fluorine-based compounds with high global warming potentials. The remaining emissions are comprised of methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), and all of the livestock direct emissions are of one of these two types. Different greenhouse gases have different global warming potentials, so we show emission quantities converted to a CO₂ equivalent. In total, agriculture emits between 5 000 and 6 000 Mt of CO₂ equivalents annually, which represents about 11% of total global emissions. Livestock accounts for 40% of agricultural emissions or 5% of total emissions, producing about 2 400 Mt of CO₂ equivalent annually.

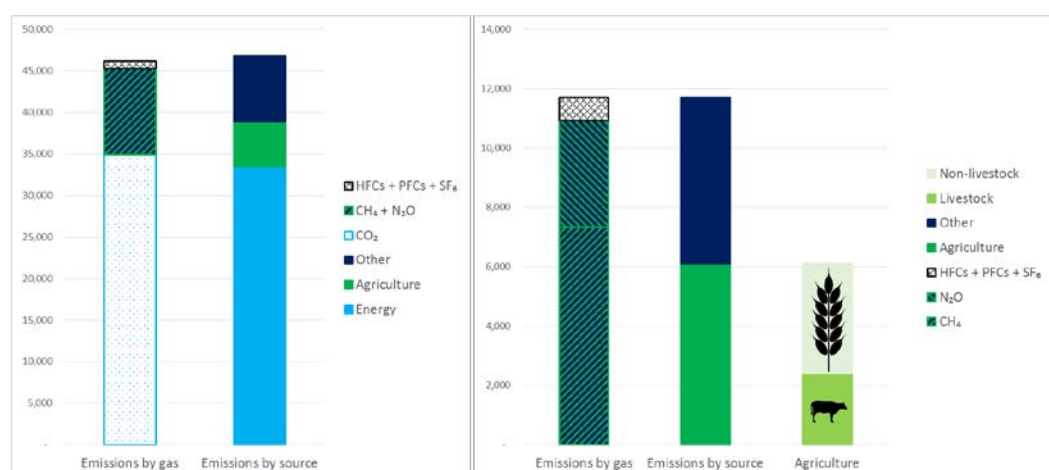


Figure 1.1.8. From left to right: (1) Total global emissions by GHG gas, (2) total global emissions by source, (3) total global non-CO₂ emissions by gas, (4) total global non-CO₂ emissions by source, and (5) non-CO₂ emissions in agriculture. (Mt CO₂ equivalent/year). Source: Authors based on data in CAIT (2015)¹² and EPA (2012)¹³.

¹² CAIT. 2015. CAIT Climate Data Explorer database. Washington: World Resources Institute. <http://cait.wri.org/>

In the livestock sector itself, close to 85% of emissions come from enteric fermentation. These emissions are of methane gas and reach over 2000 Mt of CO₂ eq. Manure management accounts for the remaining 15% of livestock emissions and it produces two types of gasses, methane and nitrous oxide. Methane emissions from manure management are estimated at around 231 Mt of CO₂ eq., or 10% of the livestock emission total. Nitrous oxide emissions from manure management account for the remaining 132 Mt of CO₂ eq., or about 5% of the direct emissions in livestock production.

Figure 1.1.9 through figure 1.1.11 below show the regional composition, and for the EU, also the breakdown by animal, of these different types of livestock emissions. The EU accounts for 8% of global emissions from enteric fermentation. Due to the nature of their digestion systems, these emissions come almost entirely from ruminants; large ruminants account for 85% and small ruminants for 11%.

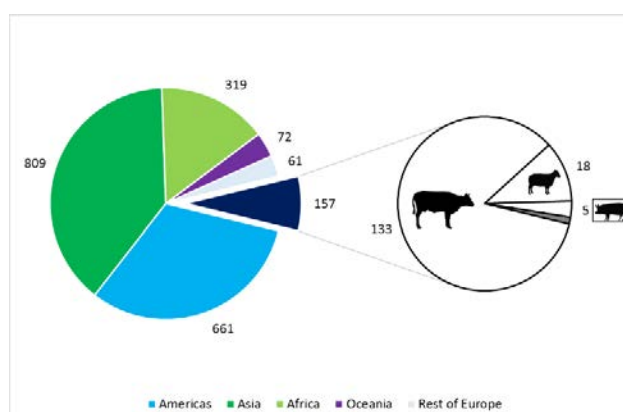


Figure 1.1.9. Regional and EU species composition of global livestock emissions from enteric fermentation (Mt of CO₂ eq. / year). Source: Authors based on FAOSTAT (2016).¹⁴

In methane emissions from manure management, the EU represents a much larger share of the global total, approximately 22%, and the emissions are more evenly spread between cattle and pigs (each 37% EU total) and poultry (25% of EU total).

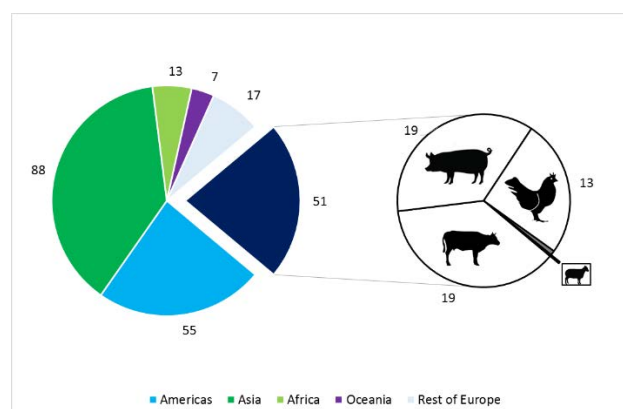


Figure 1.1.10. Regional and EU species composition of global livestock methane emissions from manure management (Mt of CO₂ eq. / year). Source: Authors based on FAOSTAT (2016).

In nitrous oxide emissions from manure management, the EU accounts for 12% of the global total. Two thirds of these emissions come from cattle.

¹³ U.S. Environmental Protection Agency. 2012. *Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2030*. EPA 430-R-12-006. Washington: Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2projections.html>

¹⁴ FAOSTAT. 2016. FAOSTAT Agriculture Emissions database. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org/site/705/default.aspx>

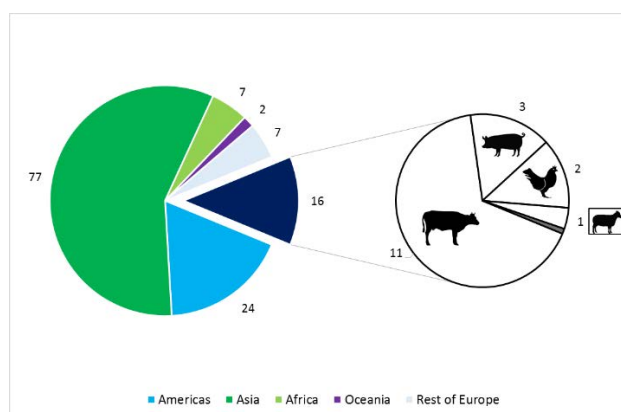


Figure 1.1.11. Regional and EU species composition of global livestock nitrous oxide emissions from manure management (Mt of CO₂ eq. / year). Source: Authors based on FAOSTAT (2016).¹⁵

If all three emissions types and all sources within the European Union are combined, cattle produces 72% of total direct livestock emissions, pigs 12%, small ruminants 8% and poultry 7%. The EU's 224 Mt of CO₂ eq. represent less than 10% of the global direct livestock emissions. The largest emitters within the EU are France, Germany, the UK, and Spain, which combined produce more than half of the total EU livestock emissions.

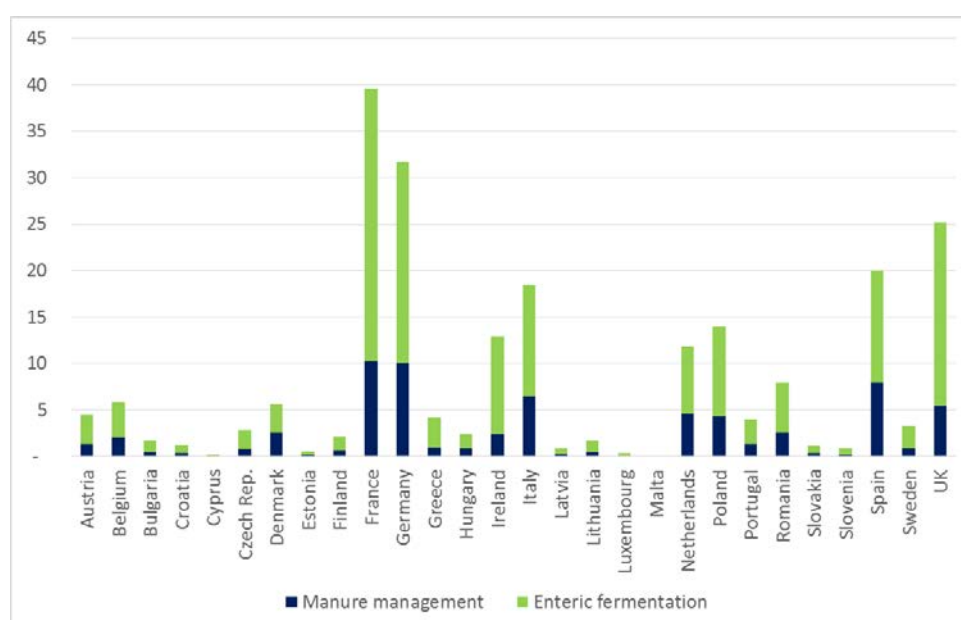


Figure 1.1.12. Composition of EU livestock direct emissions by source and by country (Mt of CO₂ eq. / year). Source: Authors based on FAOSTAT (2016).

Given the fact that EU's share of global livestock production, discussed in previous chapters, is larger than its share of livestock emissions, the EU can be considered a rather efficient producer. This finding is confirmed in the literature, showing that emission intensities for dairy farms, ruminants, and non-ruminants are relatively low compared to many other regions of the world (Avetisyan *et al.*, 2011). On a per unit basis, one study reported EU's emissions in beef, sheep meat, and milk as below the global average, and emissions in pork and poultry equal to the world average (Key and Tallard, 2012). Using a different approach and a dataset from the U.S. EPA, another paper used the energy content of the meat and milk produced vs. the emissions from the livestock sector as a measure of efficiency and concluded that Eastern and Western Europe are among the most efficient producers, providing 21% of the energy from these products globally while only emitting 13% of the global GHG emissions from enteric fermentation and manure (O'Mara, 2011). Newer versions of this data confirm EU's share

¹⁵ FAOSTAT. 2016. FAOSTAT Agriculture Emissions database. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org/site/705/default.aspx>

of enteric fermentation emissions and manure management-related emissions to be low, around 10%, and projected to further fall to 8% by 2030¹⁶. This is consistent with the FAO data shown in figure 1.1.9 through figure 1.1.12.

Indirectly, a portion of the emissions from crop production is also related to livestock, as the crops end up being utilized as livestock feed. This way livestock is also indirectly responsible for emissions from fertilizer production and fertilizer processing. Indirect livestock emissions could equal or even exceed direct emissions (FAO *et al.*, 2006 ; Gerber *et al.*, 2013). Feed production emissions have been estimated to be 2200-2900 Mt CO₂ eq. globally (Herrero *et al.*, 2016). In the EU, emissions from domestically produced feed could reach 149 Mt CO₂ eq (Leip *et al.*, 2015).

In addition to the direct and indirect emissions emitted in process of producing meat within the EU, we must consider the virtual emissions contained in meat which is traded to and from the EU. While the volume of emissions embedded in meat trade is rising, at the moment it still represents a very small portion of total emissions from the livestock sector (Caro *et al.*, 2014). For beef, pork, and poultry, in each case the proportion is under 5%. Any European net imports could thus only represent a small fraction of the total emissions caused by global livestock. Even so, one study reports that “meat traded to and from the European region did not embody substantial quantities of GHG emissions” (Caro *et al.*, 2014). While trade flows within Europe are very significant, the only substantial outside net trade flow found is a 0.2 Mt CO₂ eq. net export from Europe to Russia. Another paper states that while GHG emissions as a result of EU meat imports are estimated to be around 21.5 Mt CO₂ eq., the emissions of EU exports of pork and dairy are equivalent to about 20.3 Mt CO₂, resulting in an almost balanced trade position (Bellarby *et al.*, 2013).

This is not to say that EU livestock sector doesn't displace any GHG emissions at all. The EU imports large amounts of soybean and soybean cake, and these imports are one of the most significant global nitrogen trade flows (Lassaletta *et al.*, 2014). It's estimated that ¾ of EU livestock feed emissions come from imported feed and could reach 411 Mt CO₂ eq (Leip *et al.*, 2015). This would make the emissions from feed imports not only larger than emissions from domestic feed, but also larger than direct emissions, thereby making imported feed the single largest GHG emissions effect of the EU livestock sector.

1.1.2.2 Land Use

For a review of the issues surrounding land-use and trade, see Meyfroidt *et al.* (2013) (Meyfroidt *et al.*, 2013). Globally, land use is split almost equally between agriculture, forest, and other uses. Agriculture uses approximately 5 000 Mha (50 million km²) of land. Around two thirds of agricultural area are comprised of pasture, one third is arable land, and the remaining few percent are used by permanent crops. Up to 3 400 Mha of land is therefore available for livestock in the form of pasture, although this doesn't necessarily mean that all of the land is actually used. In addition, some of the remaining 1 400 Mha of arable land produce crops for livestock feed. The share of cropland area used for feed production is estimated to be around 35% (FAO *et al.*, 2006 ; Manceron *et al.*, 2014). Cereals are the largest component of all cropland, and also of animal feed globally. They represent about one half of the total global cropland area, as well as about one half of the feed cropland area, meaning that about 250 Mha of cereal cropland is used for animal feed production. The majority of soybean is used for producing soybean meal for animal feed, and global soybean area adds over 100 Mha to the global livestock footprint. The remaining feed area is taken up mainly by other oil crops (and the cakes thereof), pulses, roots, and tubers. In total, the livestock sector uses at least 500 Mha of cropland in addition to the 3 400 Mha of pastures. Crop residues from arable land and permanent crops can also be utilized for livestock, but global data on this is imprecise, and the corresponding area difficult to estimate.

¹⁶ U.S. Environmental Protection Agency. 2012. *Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2030*. EPA 430-R-12-006. Washington: Environmental Protection Agency. .
<https://www3.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2projections.html>

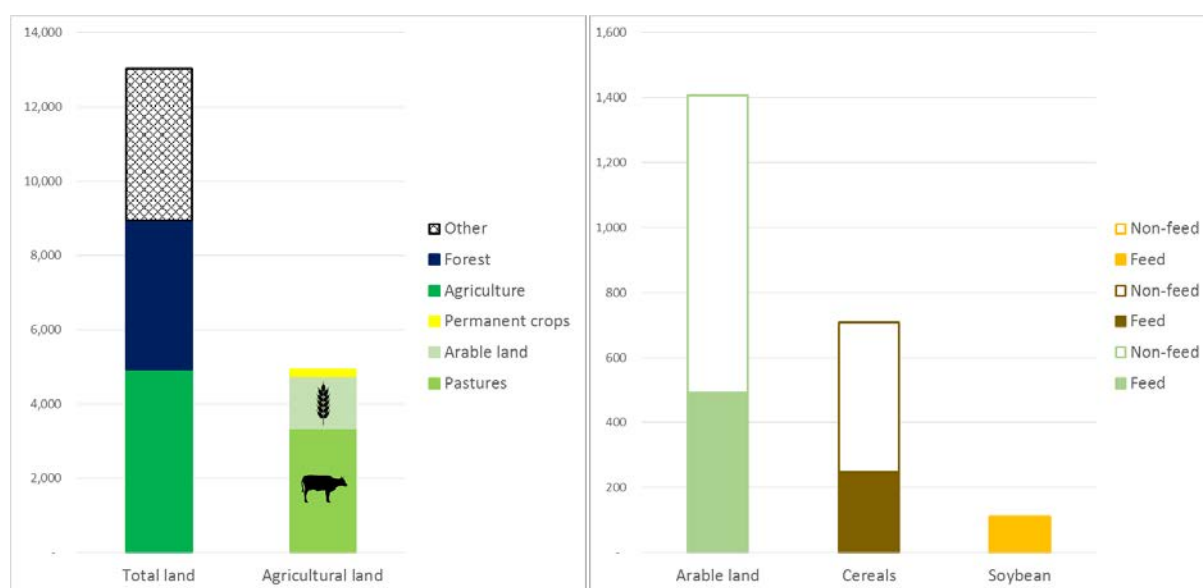


Figure 1.1.13. From left to right: (1) Global land use by type, (2) global agricultural land use by type, (3) global feed and non-feed use arable land, (4) global feed and non-feed harvested area of cereals, (5) global feed and non-feed harvested area of soybean (Mha). Source: Authors based on FAOSTAT (2016)

According to land use data in FAOSTAT, the EU holds around 66 Mha of pastures and permanent meadows. This represents 2% of the global total. More than half of grass feed is used by meat cattle, about one third is used by dairy cattle, and the remainder is fed to small ruminants, as we can see in figure 1.1.14 below.

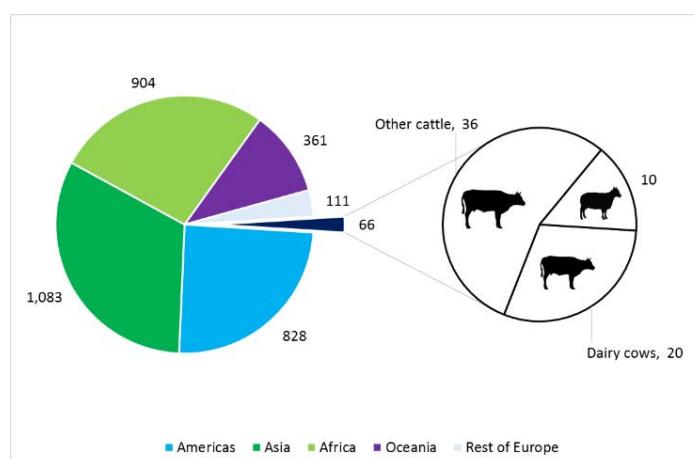


Figure 1.1.14. Global pasture land area by region, and for the EU, grass feed allocation over animal categories (Mha). Source: Authors based on FAOSTAT (2016) and Hou *et al.* (Hou *et al.*, 2016).

Not all of the pasture area in the EU, or for that matter in the world, is utilized. Studies that calculated the footprint of actual livestock production estimated the pasture area used in the EU to only be around 30 Mha, compared to the total 66 Mha of area that exists. But even with this alternative approach, the share of the EU in global pasture land remains between 2% and 3% of the global total (Weinzettel *et al.*, 2013). Figure 1.1.15 below shows the differing estimates of pasture land and pasture utilization in EU countries. The United Kingdom, France and Spain hold, and use, the most pasture area in the EU. In terms of land area used in livestock production, a number of studies ranks Western and Eastern Europe as one of the most efficient regions in the world.

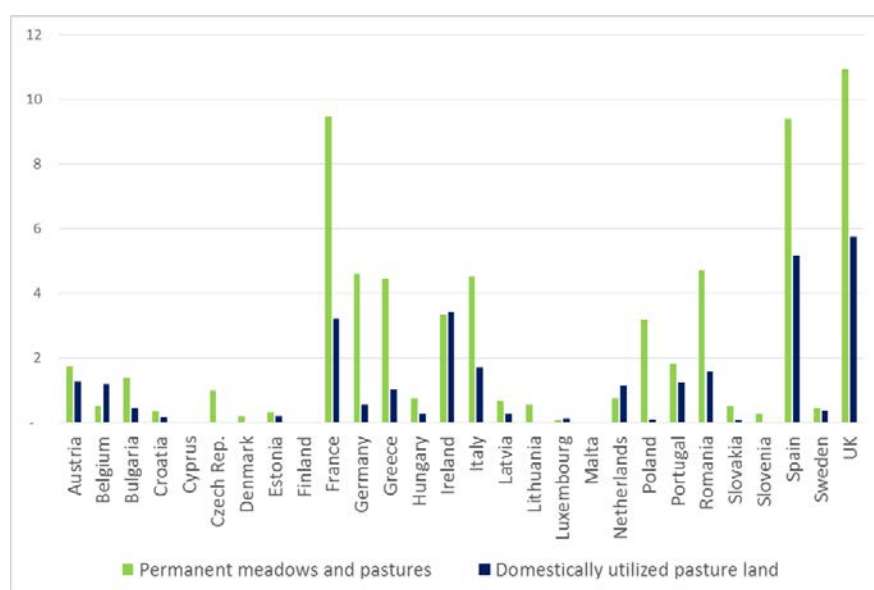


Figure 1.1.15. Estimates of EU pasture area located, by country, and pasture area utilized in EU countries (Mha). Source: FAOSTAT and Weinzettel *et al.* (Weinzettel *et al.*, 2013)

When analyzing the pressures on grazing area displaced from the EU through trade, we can make the assumption that grass is not generally traded internationally, especially over large distances, because of its relatively low value and bulkiness. We can then limit our focus on grassland area embodied in trade in meat, and ignore area represented in trade of grass itself. As figure 1.1.16 below shows, the area of grazing land entailed in food production imported into Europe is very significant. It is estimated to be at least 92 Mha. The largest flows to Europe come from Africa, followed by China and Australia, and to a lesser degree Brazil and Argentina. Especially in the case of Africa, these results are driven by lower grassland yield assumptions and feed conversion efficiencies in these countries (Herrero *et al.*, 2013). Europe is the largest importer of virtual grazing area in the world. Europe's meat imports displace more land away from the continent than meat production uses within, and if imported virtual grazing land is considered, then EU's share of global land use rises closer to 9% (Steen-Olsen *et al.*, 2012).

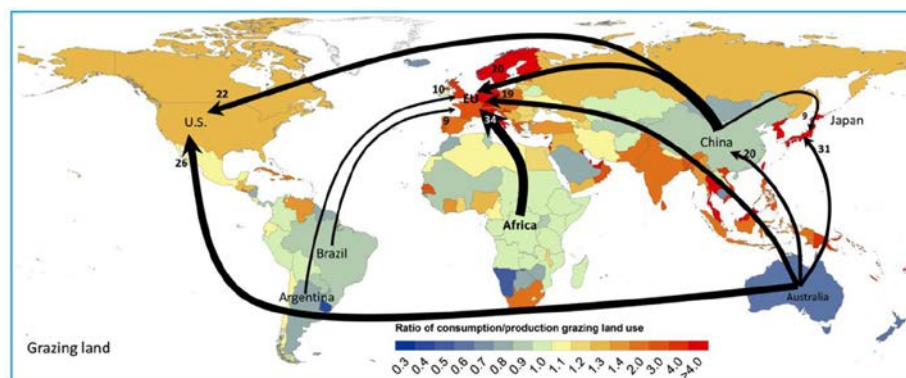


Figure 1.1.16. Grazing land used for export production (Mha). Source: Yu *et al.* (Yu *et al.*, 2013).

Compared to grazing land, the footprint of livestock on feed cropland is more complex to estimate, because of simultaneous export and import flows of crops in and out of Europe, as well as the difficulty with attributing the final utilization of traded crops to either food, feed, or other uses.

In cereals, the largest component of animal feed, the EU is both a very large exporter and importer. But on the net, the aggregate trade position is relatively balanced. We therefore assume that in net terms, the livestock sector doesn't cause a large amount of virtual cereal cropland imports, and domestic cereal production and use are good approximate proxies for the total effects of the sector. The EU holds 57 Mha of cereal area. 60% of cereal use in the EU is for feed, and if we accept for simplification that 60% of cereal area is used for producing feed, we calculate a land use impact of 35 Mha in cereal cropland. Alternatively, as we can see in figure 1.1.17

below, the EU accounts for 20% of global cereal feed use. 20% of global cereal feed area represents 50 Mha, so we conclude that the EU livestock sector's footprint is in the range of 35 Mha to 50 Mha in cereal area alone. One half of EU cereal feed consumption is used by pigs, a quarter is going to poultry, and the remainder is used by large and small ruminants.

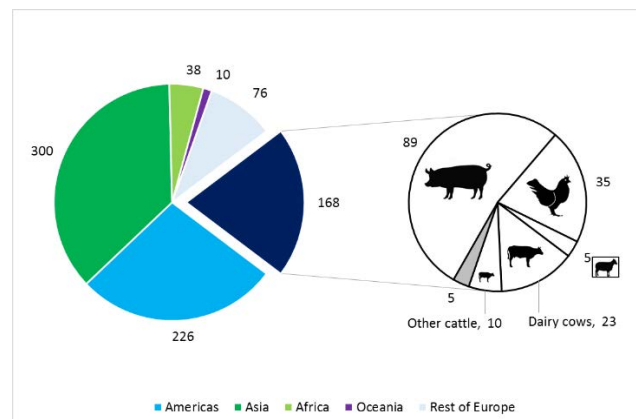


Figure 1.1.17. Global cereal feed use region, and for the EU, cereal feed allocation over animal categories (Mt). Source: Authors based on FAOSTAT (2016) and Hou *et al.* (Hou *et al.*, 2016).

Soybeans and soybean products are the second most important feed crop globally. In the category of protein-rich crops and meals, about 1/3 of feed in the EU goes to dairy cows and cattle, 1/3 to pigs, and 1/4 to chickens (Yu *et al.*, 2013). The EU consumes 11% of global soybeans, incl. soybean cake, and the EU is a large net importer of soybeans, soybean cake, and of other oil crops. Since these products are predominately used for animal feed, the EU livestock sector is displacing a large amount of land elsewhere in this way. In fact, the livestock sector is responsible for the majority of virtual cropland imports into the EU, as we can see in the figure 1.1.18 below.

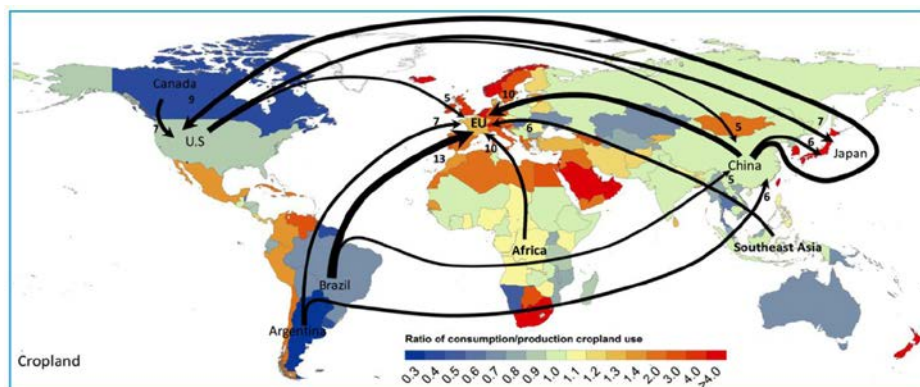


Figure 1.1.18. Crop land used for export production (Mha). Source: Yu *et al.* (Yu *et al.*, 2013).

Net virtual crop area imports into the EU are estimated to total at least 51 Mha. This includes crops used as livestock feed, but also human food. The largest flows, from Argentina and Brazil, correspond to the large soybean feed imports mentioned previously. This is confirmed by other studies, which estimated the net land imports to the EU at 35 Mha, with over 60% of the trade flow for livestock feed, composed of 17 Mha of soybeans and 5 Mha of other oilseeds, the cakes of which are used in animal feed (Von Witzke and Noleppa, 2010). We conclude that the total crop feed area displaced from the EU is in the range of 22 Mha to 30 Mha. We can summarize the land effects of the EU livestock sector in the following way. The footprint on pasture area is probably larger than the footprint on crop area. Pasture area displaced out of the EU is larger than the pasture area within, while in cropland, the area displaced is probably equal or smaller than the area used within. Overall, in terms of land area used in livestock production, numerous studies rank Western and Eastern Europe as one of the most efficient regions in the world (Herrero *et al.*, 2015).

1.1.2.3 Water

Water is not only an essential ingredient to livestock production and animal health, but it has a wider role as a key component of a functioning ecosystem with two-way interactions. In addition to the global water flow enabling and limiting livestock production, Deutsch *et al.* identify three ways in which livestock feed production reciprocally affects water flows: blue water withdrawal, land cover change, and changes in land use management (Deutsch *et al.*, 2010). In order to fully understand the effects of the European livestock sector on global water resources, it is useful to start by putting the livestock and agricultural sectors in general into perspective with global water flows.

Annual global precipitation over the continents is estimated to be around 110 000 km³ per year (Lundqvist *et al.*, 2005). Green water flow refers to the portion of water that does not runoff or recharge an aquifer, and eventually returns to the atmosphere as vapor through evapotranspiration (ET) (Herrero *et al.*, 2015). Green water flow is likely to be in the range of 60 000 km³ to 70 000 km³, which equals about 2/3 of annual precipitation (Rost *et al.*, 2008). The remaining 1/3 of annual precipitation reaches aquifers, rivers, and lakes as liquid water, and constitutes the blue water flow. While only a portion of the total blue water flow is actually available for human use, approximately 10%, or 3600-3900 km³ annually, is withdrawn for domestic, industrial, and agricultural purposes (Rosegrant *et al.*, 2002). Agriculture represents the clear majority of blue water use; irrigation is estimated to use 1 300-1 800 km³ of blue water annually (Zimmer and Renault, 2003). Through irrigation, this amount of originally blue water is added to the green water flow and it constitutes the blue-to-green flow (Deutsch *et al.*, 2010). The left portion of figure 1.1.19 below represents these global hydrological flows.

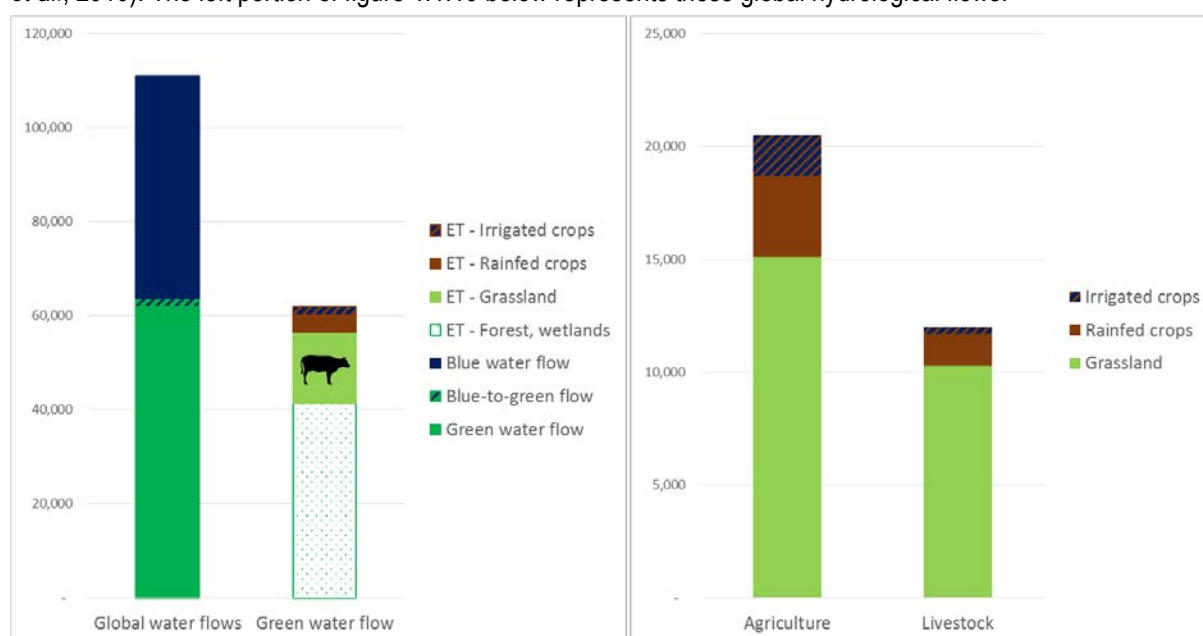


Figure 1.1.19. From left to right: (1) Global hydrological water flows, (2) total green water flow evapotranspiration (ET), (3) green water flow evapotranspiration (ET) in agriculture, and (4) evapotranspiration (ET) attributable to livestock. (km³/year).

Source: Authors based on data in Deutsch *et al.* (Deutsch *et al.*, 2010).

As the majority of evapotranspiration occurs in forest and woodland areas, the remaining green water flow which is available for agriculture as a whole is estimated only at around 20 000 km³, or just under 20% of annual precipitation. Livestock production appropriates a majority share of the water flowing into agriculture (Herrero *et al.*, 2015). Direct use of blue water constitutes a minimal fraction of the livestock footprint. Blue water use in irrigated feed crops makes up a few percent of the total livestock water flow, rainfed feed crops represent 12% and the remaining 85% is accounted for by grazing land.

Grazing land is in fact the main reason for the high degree of uncertainty that surrounds livestock water use. One comprehensive study of the water footprint of animal feed production estimated the crop feed water footprint to be 1 300 km³, consistent with data presented here (Mekonnen and Hoekstra, 2010). But the paper calculated the footprint of grazing to be an order of magnitude smaller than the 10 000 km³ we showed in figure 1.1.19. As noted in the paper, the differences stem from different approaches when estimating green water flow. One method is to

consider as the footprint the ET of all grassland area, while another technique is to only count the water flow embodied in grass feed actually consumed by animals. In the background of this debate are divergent assumptions about the water flow on pasture land. Some authors view it as environmentally insignificant due to few or nonexistent alternative uses and the resulting low opportunity cost of this water (Chapagain *et al.*, 2006 ; Deutsch *et al.*, 2010; FAO *et al.*, 2006 ; Yang *et al.*, 2006). The grassland water footprints above were shown in order to put grazing into perspective with global hydrological flows and to complete the flow balance. The grassland area ET of 10 000 km³ is on the higher end of the range of estimates, but it is consistent with values in Hanasaki *et al.* (Hanasaki *et al.*, 2010) and Rost *et al.* (Rost *et al.*, 2008) of 13 000 km³ and 8 000 km³ respectively, and also the views in Herrero *et al.* (Herrero *et al.*, 2015).

Moving beyond grazing, figure 1.1.20 below shows the livestock indirect water use from the four most common crop feeds (barley, maize, wheat, and soybean) along with direct animal water use for drinking, servicing, and processing. Rainfed feed water use is estimated to be around 1 100 km³ and irrigated feed water use to be 100 km³ annually. Another study estimated these values to be in the same range as 1 400 km³ and 300 km³ respectively (Deutsch *et al.*, 2010). Several other papers confirmed these estimates by showing a total feed water use of 1 300 km³ (de Fraiture *et al.*, 2007; Mekonnen and Hoekstra, 2010). Overall, the level of uncertainty with regard to crop feed water use is much smaller than was the case with grazing. It is also clear that the green water evapotranspiration of rainfed feed is at least 10x larger than the blue water ET of irrigated feed. In both cases, Europe's share in the global total is similarly a little over 10%, reaching 120 km³ for rainfed and 11 km³ for irrigated feed.

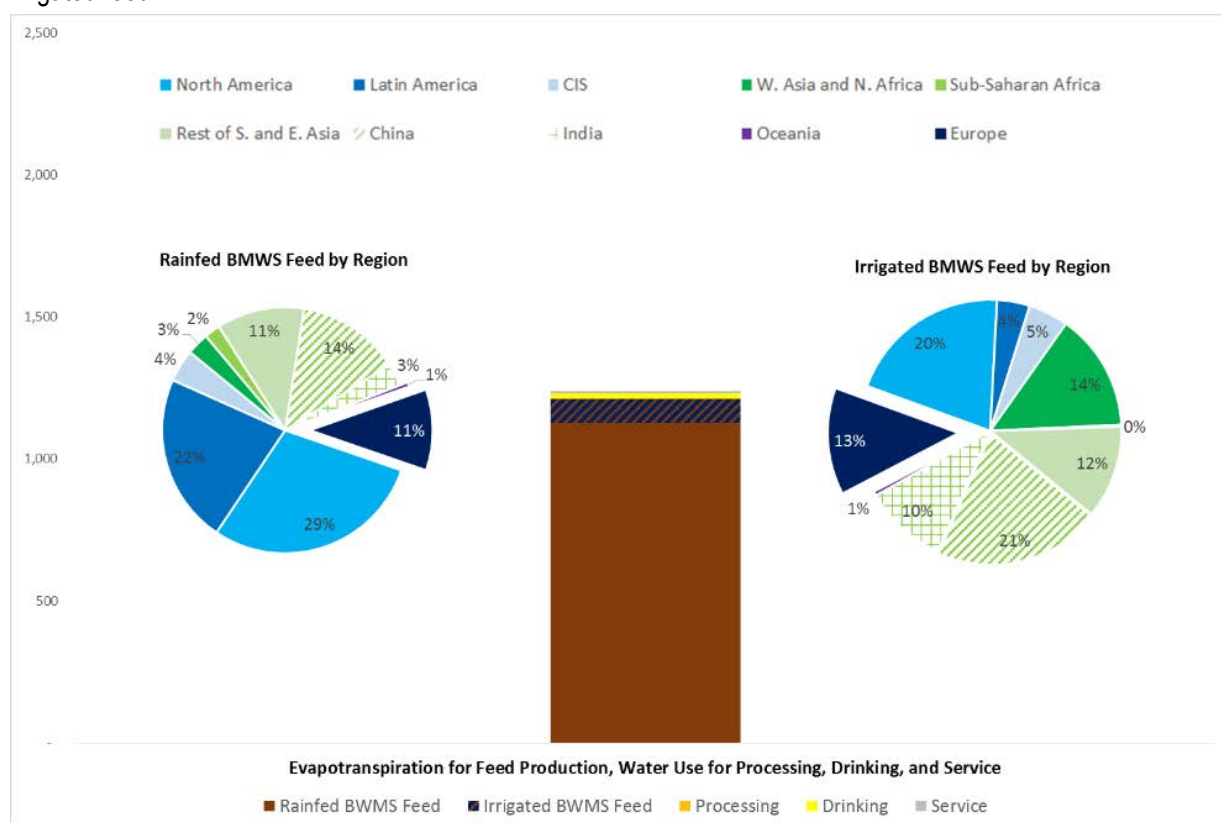


Figure 1.1.20. Center: Global evapotranspiration (ET) in livestock barley, maize, wheat, and soybean (BWMS) feed production, and water use for drinking, service, and processing requirements (km³ / year). Left: Regional shares in ET for rainfed barley, maize, wheat, and soybean feed production (%). Right: Regional shares in ET for irrigated barley, maize, wheat, and soybean feed production (%). Source: Authors based on data in FAO (FAO *et al.*, 2006).

Direct use of blue water for drinking and servicing is estimated to be 23 km³. Figure 1.1.21 and figure 1.1.22 below show the regional composition of these direct uses, and for Europe, the breakdown by species.

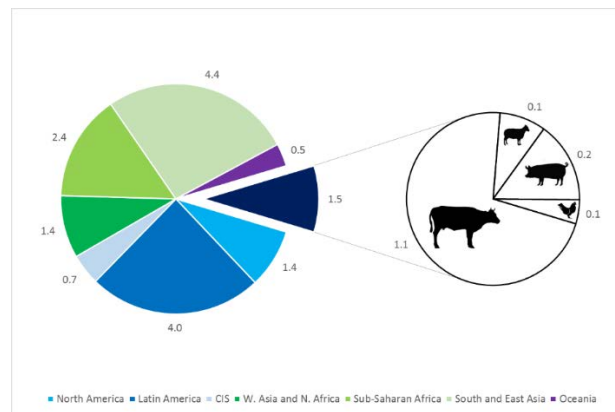


Figure 1.1.21. Regional and European species composition of water use for drinking-water requirements (km³ / year). Source: Authors based on data in FAO *et al.* (FAO *et al.*, 2006).

Drinking water use is dominated by beef cattle; this result is partly driven by the high water intensity of dairy cows and milk production. Service water requirements of pigs constitute the largest share, as large quantities of water are used in certain systems to manage pig manure (FAO *et al.*, 2006). Europe's share of global livestock drinking water is around 10% and the share of service water is around 25%. Combined, the direct livestock use makes up 3.2 km³ and EU's global share is 14%.

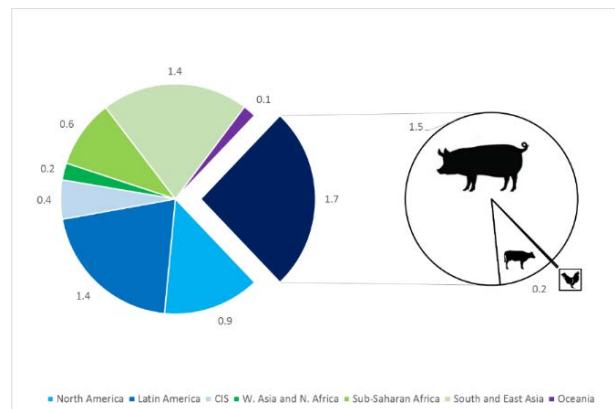


Figure 1.1.22. Regional and European species composition of water use for service water requirements (km³ / year). Source: Authors based on data in FAO *et al.* (FAO *et al.*, 2006).

Figure 1.1.23 below shows the direct blue water footprint of EU livestock production by country. In this source, the footprint for the entire EU is estimated to be somewhat larger than in previous figures, just under 6 km³. But consistent with previous estimates, EU's global share remains 13%. The largest contributors to direct water use are Germany, France, and Spain. Figure 1.1.23 also shows the green water footprint of grazing by country. Since the paper the graph is based on calculated the footprint of actual production, instead of the ET of total pasture area, the global total is only a little over 900 km³. The EU's 55 km³ represent a share commensurate to EU's share of grazing area discussed in the section on land use.

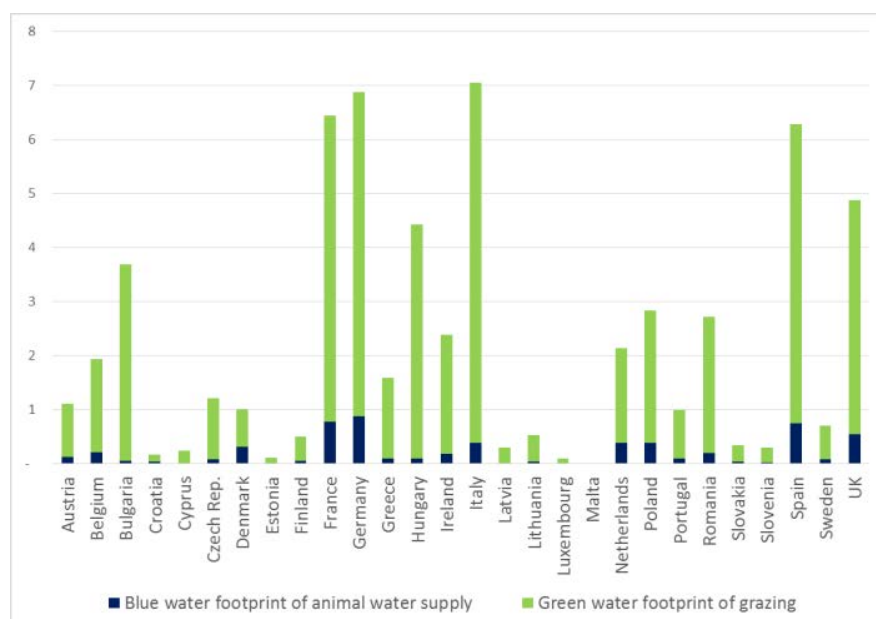


Figure 1.1.23. Composition of EU water footprint of animal production, by country. (km³ / year) Source: Authors based on data in (Mekonnen and Hoekstra, 2011).

To complete the analysis of the environmental effects of the European livestock sector, we must look at water use not only within the continent, but also the virtual water contained in Europe's trade. The term virtual water is attributed to Allan (Allan, 1996); for a more detailed discussion on the origins of the concept, terminology and surrounding issues, see (Yang and Zehnder, 2007).

The effects of Europe's trade in virtual water associated directly with livestock products are very small. The reasons for this are several fold. First, global virtual water trade in livestock involves a small volume of water. Second, Europe's share in either green or blue virtual water trade is also minor. Finally, the share of blue water in livestock trade is also very minor.

The total volume of virtual water trade in livestock and livestock products has been estimated at approximately 300 km³/year (Chapagain and Hoekstra, 2003). Studies which calculated the virtual water trade in meat only estimated the total global volume involved at around 100 km³/year (Hanasaki *et al.*, 2010; Konar *et al.*, 2011; Oki and Kanae, 2004). In each case, these estimates would make the amount of virtual water traded at most a few percent of the water used in livestock production, especially if green water for grazing is included (figure 1.1.19).

Europe's position in global virtual water trade in livestock is only significant insofar the internal trade of the continent is concerned. While intra-European virtual water trade ranks as one of the largest global flows, Europe's external trade plays a minor role, calculated as approximately 5% of the global volume traded (Chapagain and Hoekstra, 2003; Konar *et al.*, 2011).

There is wide agreement in the literature that virtual water embodied in livestock trade is overwhelmingly green water (Yang *et al.*, 2006). The volume of blue water is an order of magnitude smaller than the volume of green water, and the available estimates are around 6% of the total water traded (Hanasaki *et al.*, 2010). Europe's role in the trade of environmentally critical blue water is therefore a fraction of a fraction of the worldwide balance, as documented by the figure 1.1.24 below.

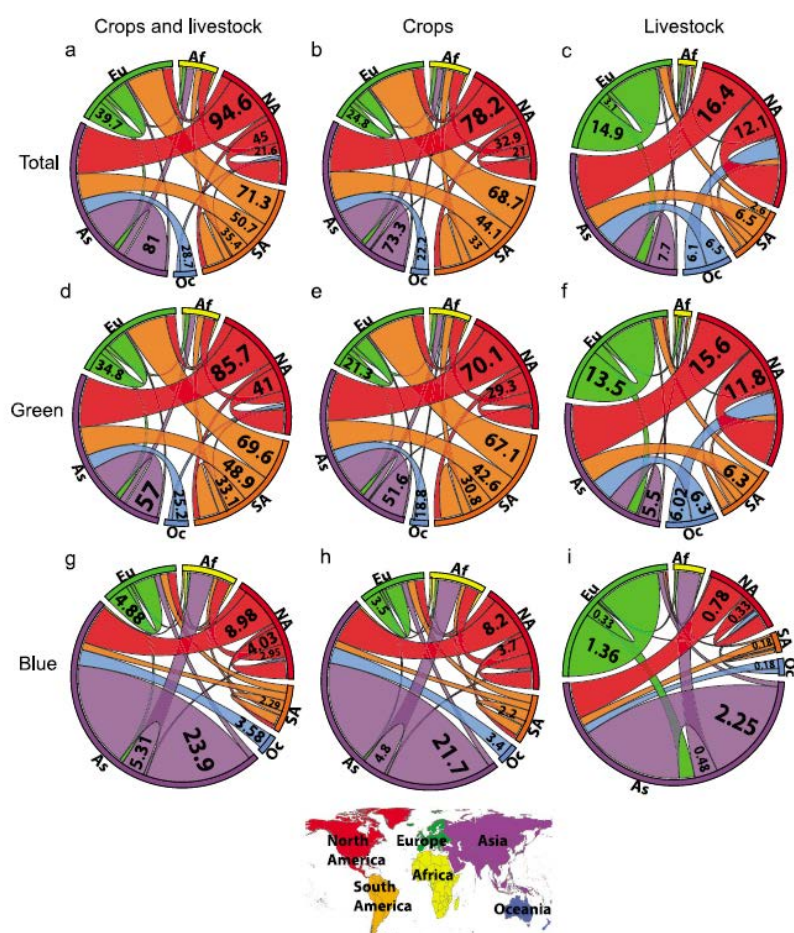


Figure 1.1.24. Regional virtual trade network of water from green and blue sources associated with crops and livestock, disaggregated and aggregated (km^3 / year). Source: Konar *et al.* (Konar *et al.*, 2011).

What figure 1.1.24 also shows is that virtual water trade in crops far exceeds the trade associated with meat and livestock products. It's likely that the volume in crop trade is at least two to five times larger than in meat. Moreover, in contrast to livestock, Europe's virtual water trade flows associated with crops are significant on the global scale, especially through the large import link with South America.

When accounting for the most important feed crops contained in the analyses cited previously (barley, maize, soybean, and wheat), we find that a portion of the total domestic supply is in fact imported. The EU is a large trader in these commodities; it is a net exporter of barley and wheat, but a net importer of maize, soybean, and most importantly, soybean cake. We also find that feed constitutes 60% of the 294 million tons of total consumption in the EU.¹⁷ Assuming for simplicity that the utilization pattern of imported crops is similar to that of total utilization, 60% of the virtual water imports associated with crops could indirectly also be tied to the livestock sector. According to available studies, this amount could be around 50 km^3 / year.

However, what was true about blue water in the case of livestock is also true for crops, including the massive flow of imported crops from South America. The blue water content in crop trade is an order of magnitude smaller than green water content, so the virtual water imports of the environmentally more important blue water could be around 5 km^3 / year. This would make virtual water imports in feed the largest effect of the European livestock on blue water, equal to or larger than service and drinking water requirements combined.

¹⁷ FAOSTAT. 2016. FAOSTAT online database. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org/>

1.1.2.4 Summary

The effects of the EU livestock sector for all three impact categories are summarized below in tableau 1.1.6.

Tableau 1.1.6. Summary of environmental effects of the EU livestock sector. Source: authors and this paper.

	Emissions		Land		Blue water	
	(Mt CO ₂ eq. / year)		(Mha)		(km ³ / year)	
	Direct	Crop feed	Pasture	Crop feed	Direct use	Crop feed
Domestic	224	149	30-66	35-50	3-6	11
Domestic global share	10-13%	6%	2-3%	15-20%	13-14%	13%
Displaced	± 1	411	92	22-35	0.5	5

Generally, it can be said that indirect effects are at least as important as direct effects, if not more so. Domestic emissions from feed production rival direct emissions. Feed production uses both more land and water than is used directly by the animals. Feed is also the vehicle through which the EU displaces a large amount of environmental pressures abroad. The structure of exports and imports, and the structure of production systems, dictate the displacement. Imports of meat and exports of dairy result in a relative balance of trade in emissions, but still cause a high level of imports of virtual land. Especially the very large pork sector in the EU demands significant amounts of feed and with it the importation of virtual emissions, land, and water.

Références bibliographiques :

- Allan, J.A., 1996. Policy responses to the closure of water resources: Regional and global issue. In: Howsam, P.; Carter, R.C., eds. *Water Policy: Allocation and management in practice*. London: Chapman and Hall, 3-12.
- Avetisyan, M.; Golub, A.; Hertel, T.; Rose, S.; Henderson, B., 2011. Why a Global Carbon Policy Could Have a Dramatic Impact on the Pattern of the Worldwide Livestock Production. *APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY*, 33 (4): 584-605. <http://dx.doi.org/10.1093/aep/ppr026>
- Bailey, R.; Froggatt, A.; Wellesley, L., 2014. *Livestock – Climate Change's Forgotten Sector*. London: The Royal Institute of International Affairs, Chatham House Research Paper, 30 p. https://www.chathamhouse.org/sites/files/chathamhouse/field/field_document/20141203LivestockClimateChangeForgottenSectorBaileyFroggattWellesleyFinal.pdf
- Bellarby, J.; Tirado, R.; Leip, A.; Weiss, F.; Lesschen, J.P.; Smith, P., 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Change Biology*, 19 (1): 3-18. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x>
- Caro, D.; LoPresti, A.; Davis, S., J.; Bastianoni, S.; Caldeira, K., 2014. CH 4 and N 2 O emissions embodied in international trade of meat. *Environmental Research Letters*, 9 (11): 114005. <http://stacks.iop.org/1748-9326/9/i=11/a=114005>
- Chapagain, A.K.; Hoekstra, A.Y., 2003. *Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products*: UNESCO-IHE, Value of Water Research Report Series 59 p. <http://waterfootprint.org/media/downloads/Report13.pdf>
- Chapagain, A.K.; Hoekstra, A.Y.; Savenije, H.H.G., 2006. Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10 (3): 455-468. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-10-455-2006>
- de Fraiture, C.; Wichelns, D.; Rockstrom, J.; Kemp-Benedict, E.; Eriyagama, N.; Gordon, L.J.; Hanjra, M.A.; Hoogeveen, J.; Huber-Lee, A.; Karlberg, L., 2007. Looking ahead to 2050: scenarios of alternative investment approaches. In: Molden, D., ed. *Water for food, water for life: a Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. London: Earthscan International Water Management Institute (IWMI). <http://hdl.handle.net/10568/36869>
- Deutsch, L.; Falkenmark, M.; Gordon, L.; Rockström, J.; Folke, C., 2010. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. In: Steinfeld, H.; Mooney, H.; Schneider, F.; Neville, L., eds. *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, Consequences, and Responses*. Washington, DC: Island Press, 97-110. https://www.researchgate.net/publication/258697768_Water-mediated_ecological_consequences_of_intensification_and_expansion_of_livestock_production
- Dronne, Y., 2010. *L'impact de la dépendance de l'Europe en protéines*: Parlement européen, commission de l'agriculture et du développement rural, 45 p. http://www.europarl.europa.eu/thinktank/fr/document.html?reference=IPOL-AGRI_NT%282010%29438591
- European Commission - Directorate General for Agriculture and Rural Development, 2015. *Short-Term Outlook for EU arable crops, dairy and meat markets in 2015 and 2016* Short term outlook, 28 p. http://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices/short-term-outlook/index_en.htm
- FAO, 2009. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Le point sur l'élevage*. Rome: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, 186 p. <http://www.fao.org/docrep/012/i0680f/i0680f00.htm>
- FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>
- Gale, H.F.; Hansen, J.; Jewison, M., 2015. *China's Growing Demand for Agricultural Imports*: USDA-ERS, USDA-ERS Economic Information Bulletin, (ID 2709118). SSRN Scholarly Paper. <http://papers.ssrn.com/abstract=2709118>

- Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>
- Hanasaki, N.; Inuzuka, T.; Kanae, S.; Oki, T., 2010. An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. *Journal of Hydrology*, 384 (3–4): 232–244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.028>
- Häusling, M., 2011. *The EU protein deficit: what solution for a long-standing problem?* : European Parliament, 17 p. <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?type=REPORT&reference=A7-2011-0026&language=EN>
- Herrero, M.; Havlik, P.; Valin, H.; Notenbaert, A.; Rufino, M.C.; Thornton, P.K.; Blummel, M.; Weiss, F.; Grace, D.; Obersteiner, M., 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (52): 20888–20893. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1308149110>
- Herrero, M.; Henderson, B.; Havlik, P.; Thornton, P.K.; Conant, R.T.; Smith, P.; Wiersenius, S.; Hristov, A.N.; Gerber, P.J.; Gill, M.; Butterbach-Bahl, K.; Valin, H.; Garnett, T.; Stehfest, E., 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change*, 6 (5): 452–461. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2925>
- Herrero, M.; Wiersenius, S.; Henderson, B.; Rigolot, C.; Thornton, P.; Havlik, P.; de Boer, I.; Gerber, P.J., 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade? In: Gadgil, A.; Tomich, T.P., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 177–202. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-enviro-031113-093503>
- Hou, Y.; Bai, Z.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.G.; Sikirica, N.; Ma, L.; Velthof, G.L.; Oenema, O., 2016. Feed use and nitrogen excretion of livestock in EU-27. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 218: 232–244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.025>
- International Dairy Federation, 2013. The World Dairy Situation 2013. *Bulletin of the International Dairy Federation*, 470: 237 p.
- Key, N.; Tallard, G., 2012. Mitigating methane emissions from livestock: a global analysis of sectoral policies. *Climatic Change*, 112 (2): 387–414. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0206-6>
- Konar, M.; Dalin, C.; Suweis, S.; Hanasaki, N.; Rinaldo, A.; Rodriguez-Iturbe, I., 2011. Water for food: The global virtual water trade network. *Water Resources Research*, 47 (5): n/a–n/a. <http://dx.doi.org/10.1029/2010WR010307>
- Lassaletta, L.; Billen, G.; Grizzetti, B.; Garnier, J.; Leach, A.M.; Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118 (1): 225–241. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Leip, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Grizzetti, B.; Lassaletta, L.; Reis, S.; Simpson, D.; Sutton, M.A.; De Vries, W.; Weiss, F.; Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10 (11): 14 p. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Lundqvist, J.; Falkenmark, M.; Berntell, A.; Bergkamp, G.; Molden, D.; Rosegrant, M., 2005. *Let it Reign: The New Water Paradigm for Global Food Security*. Swedish International Development Cooperation Agency 39 p. <http://www.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/PDF-2005-001.pdf>
- Manceron, S.; Ben-Ari, T.; Dumas, P., 2014. Feeding proteins to livestock: Global land use and food vs. feed competition. *OCL*, 21 (4): D408. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2014020>
- Mekonnen, M.M.; Hoekstra, A.Y., 2010. *The Green, Blue and Grey Water Footprint of Farm Animals and Animal Products. Volume 1 Main report*: UNESCO-IHE, Value of Water Research Report Series 43 p. <http://waterfootprint.org/media/downloads/Report-48-WaterFootprint-AnimalProducts-Vol1.pdf>
- Mekonnen, M.M.; Hoekstra, A.Y., 2011. *National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption*: UNESCO-IHE, Value of Water Research Report Series 44 p. <http://doc.utwente.nl/76913/>

- Meyfroidt, P.; Lambin, E.F.; Erb, K.-H.; Hertel, T.W., 2013. Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (5): 438-444. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>
- O'Mara, F.P., 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167: 7-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.074>
- OCDE, 2015. *Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2015*. Paris: Editions OCDE (*Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO*), 159 p. http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-fr
- Oki, T.; Kanae, S., 2004. Virtual water trade and world water resources. *Water Science and Technology*, 49 (7): 203-9. <http://wst.iwaponline.com/content/49/7/203.abstract>
- Pitesky, M.E.; Stackhouse, K.R.; Mitloehner, F.M., 2009. Chapter 1 - Clearing the Air: Livestock's Contribution to Climate Change. In: Donald, L.S., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 1-40. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(09\)03001-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(09)03001-6)
- Rosegrant, M.W.; Cai, X.; Cline, S.A., 2002. *Global Water Outlook to 2025: Averting an Impending Crisis*. International Food Policy Research Institute, Food Policy Report, 26 p. <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/16144/1/fp02ro01.pdf>
- Rost, S.; Gerten, D.; Bondeau, A.; Lucht, W.; Rohwer, J.; Schaphoff, S., 2008. Agricultural green and blue water consumption and its influence on the global water system. *Water Resources Research*, 44 (9): n/a-n/a. <http://dx.doi.org/10.1029/2007WR006331>
- Solanet, G.; Levard, L.; Castellanet, C., 2011. *L'impact des importations européennes de soja sur le développement des pays producteurs du Sud*. Campagne Alimenterre, 95 p. <http://www.cfsi.asso.fr/sites/www.cfsi.asso.fr/files/29-pac-solidaireavecledsud-rapport-impact-importations.pdf>
- Steen-Olsen, K.; Weinzettel, J.; Cranston, G.; Ercin, A.E.; Hertwich, E.G., 2012. Carbon, Land, and Water Footprint Accounts for the European Union: Consumption, Production, and Displacements through International Trade. *Environmental Science & Technology*, 46 (20): 10883-10891. <http://dx.doi.org/10.1021/es301949t>
- Von Witzke, H.; Noleppa, S., 2010. *EU agricultural production and trade: Can more production efficiency prevent increasing 'land-grabbing' outside of Europe*. Humboldt University Berlin - Agripol, Research Report, 36 p. http://operaresearch.eu/files/repository/20111021145704_Final_Report_Humboldt_Opera.pdf
- Weinzettel, J.; Hertwich, E.G.; Peters, G.P.; Steen-Olsen, K.; Galli, A., 2013. Affluence drives the global displacement of land use. *Global Environmental Change*, 23 (2): 433-438. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.010>
- Weiss, F.; Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 149: 124-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.015>
- Yang, H.; Wang, L.; Abbaspour, K.C.; Zehnder, A.J.B., 2006. Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 10 (3): 443-454. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-10-443-2006>
- Yang, H.; Zehnder, A., 2007. "Virtual water": An unfolding concept in integrated water resources management. *Water Resources Research*, 43 (12): n/a-n/a. <http://dx.doi.org/10.1029/2007WR006048>
- Yu, Y.; Feng, K.; Hubacek, K., 2013. Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23 (5): 1178-1186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.006>
- Zimmer, D.; Renault, D., 2003. Virtual water in food production and global trade: Review of methodological issues and preliminary results. In: Hoekstra, A.Y., ed. *Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. Delft (Netherlands): IHE (Value of Water Research Report Series), 93-111. <http://waterfootprint.org/media/downloads/Report12.pdf>

1.2 Tendances de consommation des produits animaux en Union européenne

Jonathan Hercule, Diane Beldame

1.2.1 Introduction

Après avoir rappelé les grands pôles de consommation de produits animaux et les tendances de consommation en Union européenne depuis les années quatre-vingt-dix cette partie dresse le bilan des évolutions du régime alimentaire par pays et par produit animaux alimentaires à partir des données statistiques disponibles (notamment FranceAgrimer, Eurostat, FAOSTAT et OCDE). Les dépenses relatives à la consommation seront également étudiées nous permettant ainsi de déterminer le poids économique de la consommation de produits animaux dans les ménages européens. Suite à ces considérations nous tenterons de décrire le marché des produits différenciés par leur qualité, comme les appellations d'origine protégée, ou par leur mode de production comme le cas de l'agriculture biologique.

Du fait de la portée descriptive de ce chapitre, l'analyse des statistiques a été restreinte à 10 pays¹⁸ (Top 10) qui sont les principaux producteurs, consommateurs et les principaux responsables des échanges commerciaux de produits animaux dans l'Union européenne. Neuf de ces pays sont dans l'UE-15 et la Pologne a été ajoutée car l'élevage s'y est transformé rapidement et est un « nouvel » Etat membre (2004). Ainsi, environ 80% des productions, consommations ou échanges de produits animaux alimentaires de l'UE passent par ces pays en 2014. Le reste des pays est pris en compte comme deux agrégats : Autres UE 15 et Autres NEM 13 (annexe 1.4 et annexe 1.5). Cette classification sera utilisée dans l'ensemble du chapitre 1 pour plus de cohérence.

1.2.2 Pôles de consommation de produits animaux en Union Européenne

Les deux tiers de la consommation de protéines animales sont concentrés dans cinq pays : l'Allemagne, la France, le Royaume-Uni, l'Italie et l'Espagne. Chacun de ces pays consomme à lui seul plus que l'ensemble des *autres NEM 13*. Les évolutions de globales de consommation de protéines animales sont relativement stables depuis vingt ans. Les pays du *top 10*, notamment l'Espagne et le Royaume Uni, ont contribué à plus de la moitié de la croissance de la consommation depuis 1990. Les nouveaux états membres ont cependant un poids grandissant depuis 1990 et totalisent aujourd'hui 17% des consommations de protéines animales (figure 1.2.1).

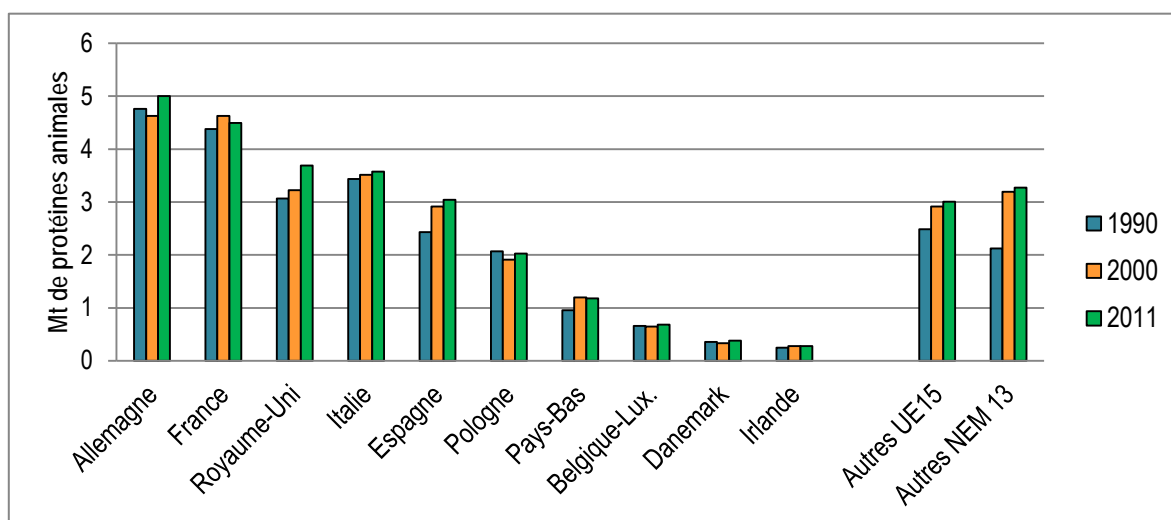


Figure 1.2.1. Evolution de la consommation de protéines animales en Union Européenne entre 1990 et 2011 par pays – source : FAOSTAT¹⁹

¹⁸ Belgique, Danemark, France, Allemagne, Irlande, Italie, Pays-Bas, Pologne, Espagne, Royaume-Uni

¹⁹ <http://faostat3.fao.org/home/E>

1.2.3 Régime alimentaire en Union Européenne

Le régime alimentaire européen par habitant est réparti entre les produits animaux, qui couvrent 57% des apports protéiques et les autres produits majoritairement des végétaux (43%). Le régime en produits animaux est principalement composé de produits laitiers, de viande de porc, et de viande de volaille qui comptent pour 70% des protéines animales consommées et environ 40% des apports protéiques totaux en 2011 (figure 1.2.2). En revanche la contribution au régime alimentaire total des produits animaux est relativement faible du point de vue des apports énergétiques (24% des apports caloriques pour l'ensemble des produits).

Pour la suite de l'analyse des régimes alimentaires nous exprimerons les valeurs en protéines consommées dans la mesure où l'intérêt nutritionnel de l'alimentation animale réside plus dans les apports protéiques que dans les apports caloriques. Pour évaluer l'impact nutritionnel des produits animaux il conviendrait d'analyser outre les quantités de protéines, leur qualité ainsi que la qualité d'autres composants tels que les acides gras ou les oligoéléments, et comment ceux-ci s'intègrent dans le régime global des européens. Cependant le volet nutritionnel est hors du champ de cette ESCo. Les recommandations des rapports de l'OMS, de l'EFSA et de l'AFSSA sont exprimés ici en complément pour les quantités de protéines, puisque c'est sur cette variable que nous appuyons notre analyse.

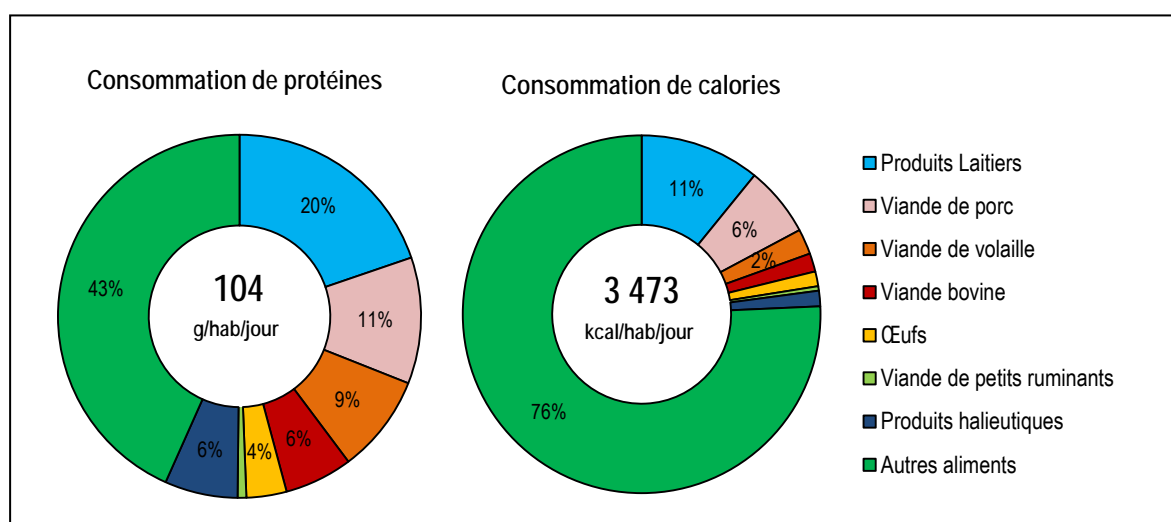


Figure 1.2.2. Régime alimentaire protéique et calorique en Union Européenne en 2011. Source: FAOSTAT

Le régime moyen européen en protéines est compris entre 59 et 114 g/hab/j pour l'adulte (Efsa Panel on Dietetic Products Nutrition Allergies, 2012) avec une moyenne de 104 g/hab/j. Il est généralement au-dessus des recommandations de l'OMS (Who, 2007) qui s'échelonnent entre 50 et 70 g/hab/j²⁰ pour l'adulte en bonne santé. La diversité des apports protéiques est également importante en vue de couvrir les besoins en acides aminés indispensables, ce qui est rendu possible par la variété des régimes alimentaires, y compris végétariens. Définir une limite supérieure à la consommation de protéines et fixer le ratio optimal entre protéines végétales et protéines animales fait débat : en 2007, l'AFSSA estimait que l'état des connaissances ne permettait pas de les définir de manière pertinente. Cependant, dans la mesure où les apports nutritionnels des Européens en produits animaux sont importants, une réduction de la consommation de viande rouge ou transformée²¹ visant à limiter les risques de cancer colorectal évoquée par le CIRC (Bouvard *et al.*, 2015), semble donc compatible avec le maintien d'une alimentation couvrant quantitativement les besoins protéiques.

²⁰ Les apports protéiques conseillés par l'OMS sont exprimés en grammes de protéines consommées par jour en fonction du poids des individus ; ils sont de 0,83 g.kg⁻¹.j⁻¹ pour l'adulte en bonne santé. Sur cette base, Westhoek *et al.* (2011) calculent un apport recommandé de 50 à 70 grammes de protéines par habitant et par jour pour l'Union européenne. (Westhoek, H.; Trudy, R.; van den Berg, M.; Janse, J.; Nijdam, D.; Reudink, M.; Stehfest, E., 2011. *The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf)

²¹ Selon le CIRC, la viande rouge fait référence à tous les types de viande issus des tissus musculaires de mammifères comme le bœuf, le veau, le porc, l'agneau, le mouton, le cheval et la chèvre. Les produits carnés transformés (ou viande transformée) font référence à la viande transformée par salaison, maturation, fermentation, fumaison ou d'autres processus mis en œuvre pour rehausser sa saveur ou améliorer sa conservation.

Les consommations de produits animaux par habitant peuvent aussi être présentées en termes massiques. Les produits laitiers sont la principale source de consommation avec 84,5 kg/hab en 2013 ce qui équivaut à environ 275 litres de lait consommés par habitant en équivalent lait (tableau 1.2.1), dont une large partie est consommée sous forme de fromages. La deuxième source de consommation concerne les viandes blanches : la viande de porc avec près de 40 kg par habitant et la viande de volaille (24,30 kg/hab). Les viandes rouges dont la consommation est décroissante comptent beaucoup moins dans la ration alimentaire avec 14,75 kg/hab pour la viande bovine et 2,13 kg/hab pour la viande ovine. On note également que les produits halieutiques sont un poste de consommation relativement élevé avec 22,94 kg/hab malgré une contribution équivalente à la viande bovine en termes d'apports protéiques.

Tableau 1.2.1. Consommations de produits animaux par habitant en Union Européenne en kg par habitant entre 2011 et 2014.

Consommations	Unités	2011	2012	2013	2014	Source
Laits liquides	kg produit par hab.	64,70	64,20	63,60	--	(CNIEL, 2015)
Matière grasse laitière	kg produit par hab.	3,70	3,70	3,70	--	(CNIEL, 2015)
Fromages	kg produit par hab.	17,30	17,30	17,20	--	(CNIEL, 2015)
Viande de volaille	kgec par hab.	23,72	24,25	24,30	24,69	(FranceAgrimer, 2015)
Viande de porc	kgec par hab.	39,87	39,36	39,09	39,63	(FranceAgrimer, 2015)
Viande bovine	kgec par hab.	14,75	14,39	13,91	13,95	(FranceAgrimer, 2015)
Viande ovine	kgec par hab.	2,13	1,99	1,91	1,85	(FranceAgrimer, 2015)
Œufs	kg produit par hab.	11,99	--	--	--	FAOSTAT
Produits Halieutiques	kgpv par hab.	22,38	21,61	21,77	21,50	(OCDE, 2015)

N.B. kgec : kilogrammes équivalent carcasse ; kgpv : kilogrammes de poids vif

1.2.4 Régime alimentaire au sein des pays de l'Union Européenne et structure des consommations

Le poids des produits animaux dans le régime total est variable suivant les pays et s'échelonne entre 46% et 66% de la part des apports protéiques totaux. Les nouveaux états membres (depuis 2004) consomment en moyenne moins de produits animaux que les anciens Etats de l'Union. On note cependant que parmi les pays du top 10 certains comme l'Italie ou le Royaume-Uni ont une part de produits animaux dans leur régime moins importante que la moyenne de l'Union Européenne (figure 1.2.3). Les Pays-Bas et la Suède sont les pays ayant la plus grande consommation de produits animaux par habitants ce qui est notamment la résultante d'une population majoritairement urbaine avec un PIB par habitant élevé. Les pays ayant la part de produits animaux la plus faible dans leur régime sont tous des nouveaux états membres notamment la Bulgarie, la Roumanie et la Slovaquie dont les apports protéiques issus de produits animaux sont inférieurs à 50%.

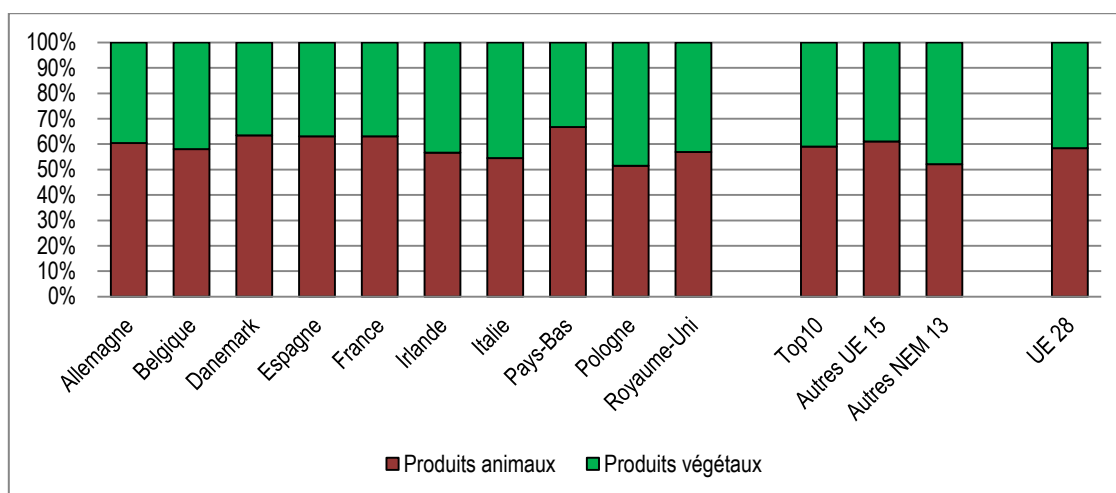


Figure 1.2.3. Part des produits animaux dans les apports protéiques moyens des pays de l'Union Européenne en 2011 - source: FAOSTAT

La composition du régime en produits animaux est assez diversifiée selon les pays (figure 1.2.4). Les produits laitiers et le porc représentent souvent plus de la moitié des apports de protéines animales. Pour tous les produits, les écarts de consommation sont assez importants par rapport à la moyenne de l'UE. Parmi les pays marquants on note l'Autriche et la Pologne qui consomment une grande quantité de viande de porc par habitants, la Lituanie et l'Espagne pour les produits de la mer et la Grèce pour la viande ovine (figure 1.2.5). L'importance des produits halieutiques dans les apports de protéines animales en Union Européenne est à souligner dans la mesure où ceux-ci sont généralement omis des analyses concernant les productions animales. Ce point n'est pas sans importance lorsque l'on constate que les importations de produits halieutiques sont non seulement les plus élevées parmi les produits animaux mais ont doublé entre 1990 et 2014.

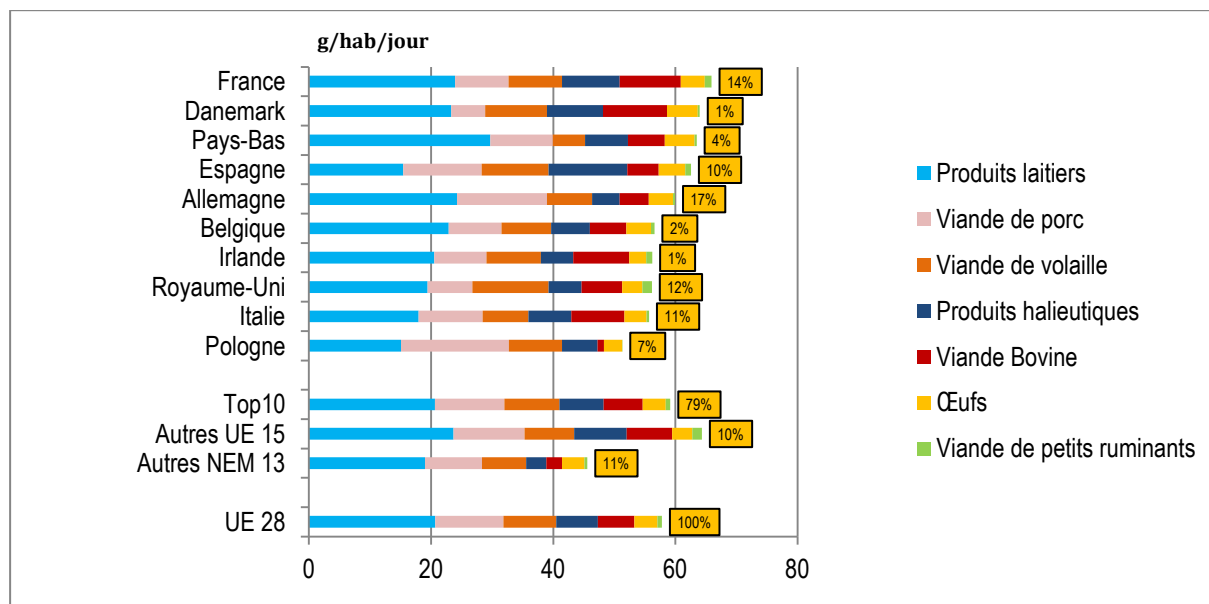


Figure 1.2.4. Consommation de protéines par habitant en 2011 par type de produit animal. Les étiquettes correspondent au pourcentage du total de la consommation de protéine animales en Union Européenne - source: INRA d'après FAOSTAT

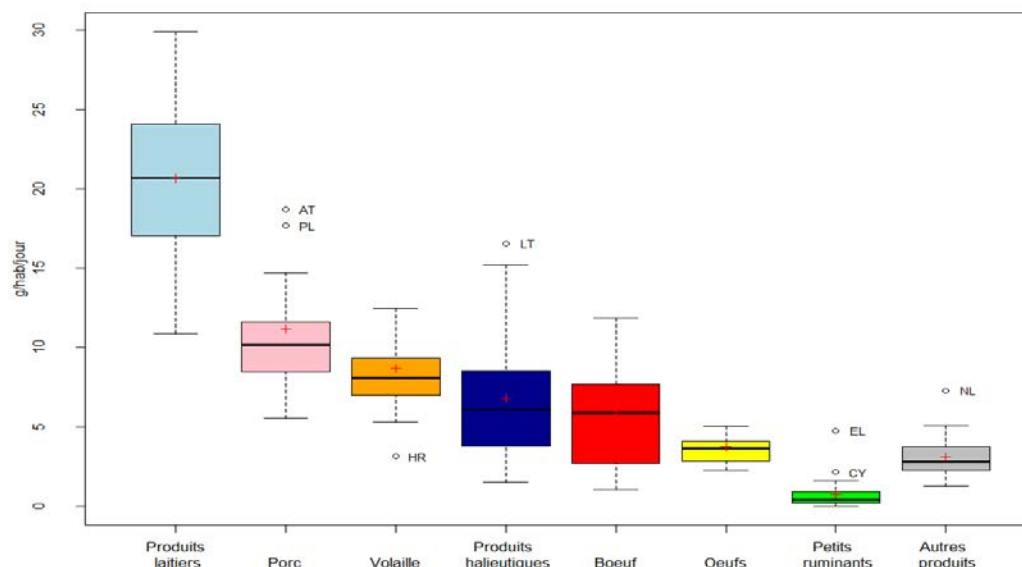


Figure 1.2.5. Consommations de protéines animales dans les pays de l'Union Européenne en g/hab/jour présentées sous forme de diagramme en boîte pour l'année 2011 – La croix rouge représente la consommation moyenne en Union Européenne -source : INRA d'après FAOSTAT

1.2.5 Evolution des consommations de produits animaux en Union Européenne

La consommation par personne de protéines animales a connu, en Europe, une forte progression entre la fin de la seconde guerre mondiale et le début des années 1980. Après un ralentissement de son rythme de croissance entre 1980 et 2000, une légère baisse est désormais observée depuis quelques années. Cette évolution s'est accompagnée d'une substitution entre types de produits, au profit de la volaille et des produits de la mer et au détriment des viandes bovines et ovines dont la consommation s'érode depuis près de trente ans. En termes d'apports de nutriments dans le régime alimentaire du consommateur européen, ces substitutions se traduisent par une diminution de la valeur moyenne du ratio lipides/protéines (figure 1.2.6).

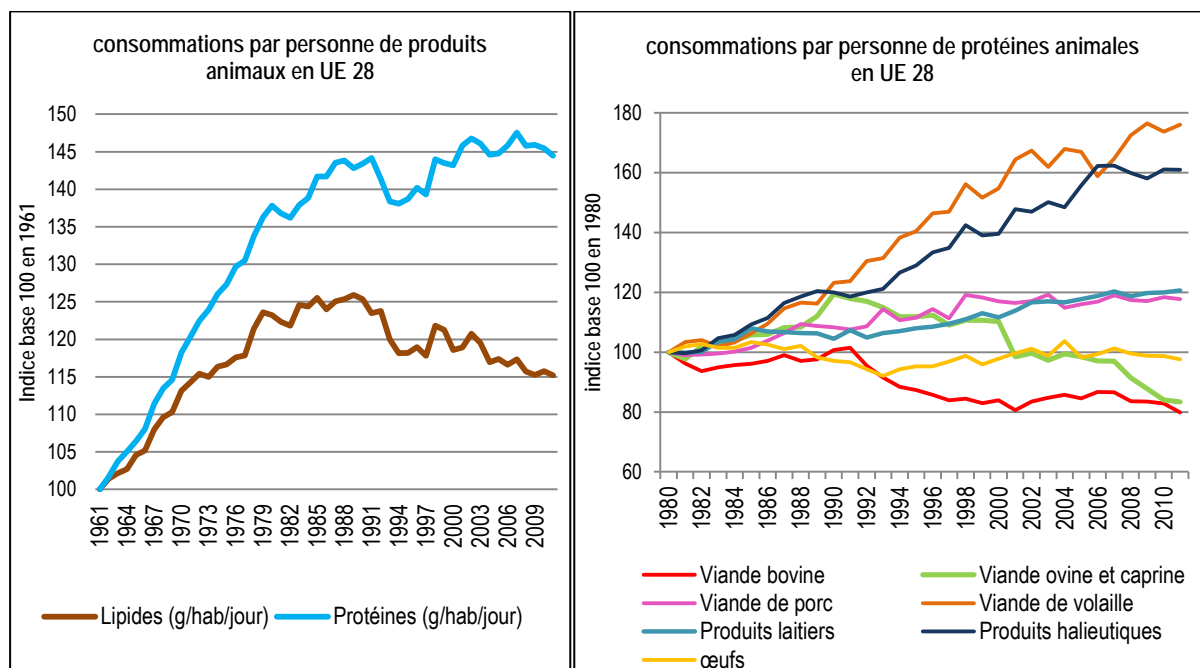


Figure 1.2.6. Evolution des consommations de produits animaux en UE 28 par nutriment et par produit
- Source : INRA d'après FAOSTAT

Au cours des trente dernières années les consommations individuelles en produits animaux ont assez peu évolué en termes de protéines totales même si on observe des différences par pays et d'importantes substitutions entre sources de protéines animales. En Europe, les consommations individuelles de produits animaux ont suivi une croissance continue pendant trente ans sur la période 1960-1990 puis ont ensuite fortement ralenti entre 1990 et 2000 pour enfin baisser entre 2000 et 2010. Les récentes années ont confirmé une tendance baissière de la consommation de produits animaux cependant ces évolutions cachent des dynamiques différenciées par secteur.

Les consommations proviennent de plus en plus de la viande de volaille, de produits laitiers et de produits halieutiques. Pour les produits laitiers de grandes restructurations semblent être à l'œuvre, les produits frais et le beurre étant de moins en moins consommés pour laisser place aux consommations de fromage (figure 1.2.4). Le lait en poudre suit une progression variable d'une année sur l'autre et agit en général comme une variable d'ajustement (surplus) même si l'on constate une hausse continue et rapide depuis 2008. Si l'on convertit en équivalent lait les consommations totales sont en légère hausse sur la période 2000-2014. La consommation d'œuf est relativement stable sur les quinze dernières années.

En revanche les consommations de viande rouges (viande bovine et viande ovine) sont en nette chute avec une baisse de la consommation par habitant de respectivement 11% et 33% depuis 2000 ce qui confirme les tendances passées. Après une croissance relativement importante depuis trente ans, les consommations de porc ont baissé de 5% entre 2010 et 2014. Selon les prévisions de l'OCDE la consommation devrait rester stable et proche du niveau de 2014 pour les dix prochaines années.

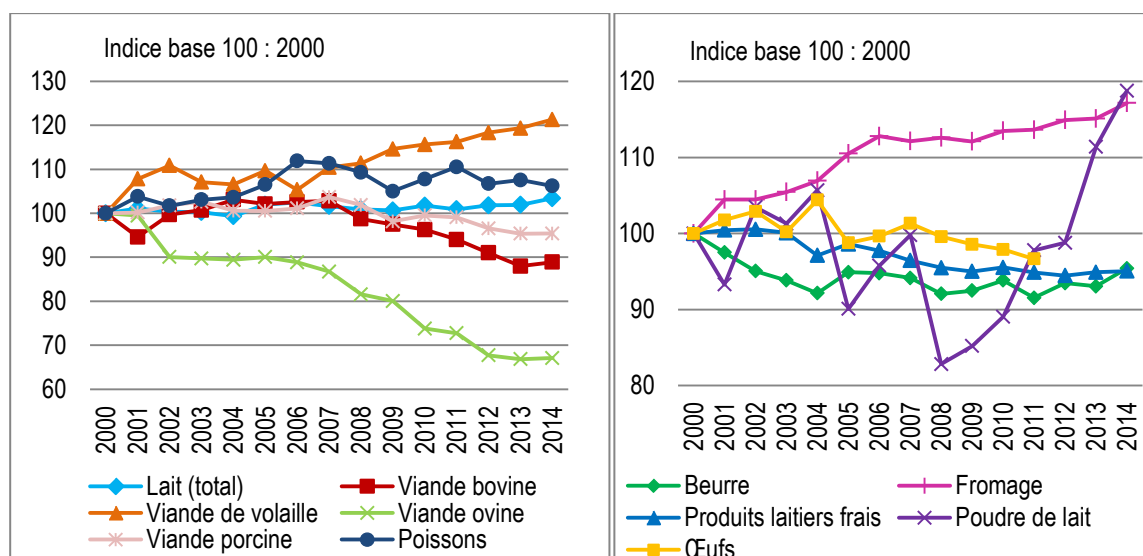


Figure 1.2.7. Evolution de la consommation individuelle de produits d'élevage en Union Européenne (UE 28) entre 2000 et 2014 Source : (OCDE, 2015)

La figure 1.2.8 illustre l'évolution de long terme des régimes suivant les grandes zones de consommation en Europe. On y retrouve les grandes tendances énoncées plus haut. Les pays du Top 10, dont la courbe des régimes est proche de celle de l'UE 28, ont une consommation de protéines animales assez stable avec une hausse globale de 4% de la consommation en trente ans. En revanche le reste de l'UE 15 voit sa consommation de protéines animales augmenter rapidement jusqu'à atteindre un plateau en 2000 avec le niveau de consommation moyen le plus élevé d'Europe. L'évolution du régime dans les nouveaux états membres (hors Pologne) est assez étonnante entre 1993 et 2011 avec une nette chute de la consommation de viande bovine au profit de la volaille même si une nette chute a été enregistrée entre 2007 et 2011 avec une stabilisation au même niveau depuis lors. Il existe également une variabilité des quantités totales de protéines consommées. En effet dans les nouveaux états membres de l'UE les consommations de protéines animales avoisinent les 45 g/hab/jour tandis que dans les pays du top 10 la consommation s'approche plutôt de 60 g/hab/jour ce qui laisse à penser que tous les nouveaux états membres n'ont peut-être pas encore fini leur transition nutritionnelle. Certains pays comme la France, le Portugal ou les pays scandinaves ont une consommation de protéines animales supérieure à 65 g/hab/jour. Les consommations les plus faibles concernent la viande ovine, la viande bovine et les œufs.

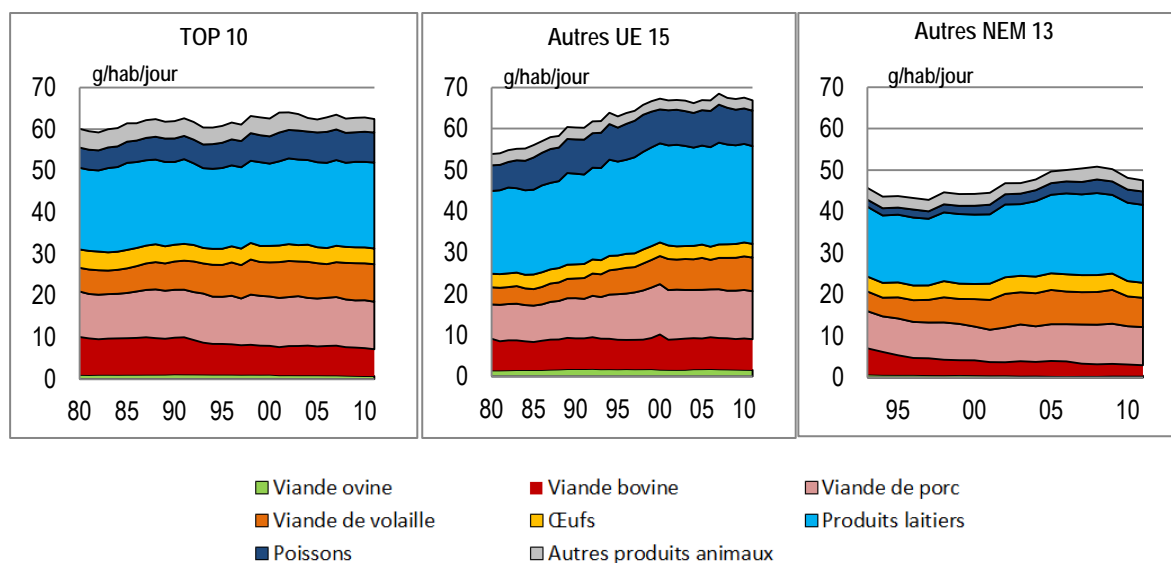


Figure 1.2.8. Consommation individuelles de produits animaux (gramme de protéines par habitant par jour) entre 1980 et 2010 dans les pays de l'Union Européenne selon les catégories identifiées (voir texte). Toutes les statistiques ne sont pas disponibles pour les nouveaux états membres et la série commence en 1993. Source : calculs INRA d'après FAOSTAT

L'observation de la dynamique des régimes alimentaires par pays est également intéressante puisqu'elle met en évidence une grande hétérogénéité parmi les pays de l'Europe mais rend l'analyse difficile puisque *a priori* aucune tendance particulière ne semble se dégager (figure 1.2.9).

Si les pays de l'UE 15 ont en moyenne gardé un régime stable en protéines animales mis à part quelques substitutions par produits la situation par pays varie beaucoup dans un sens comme dans l'autre et parfois de façon drastique. En effet, en Allemagne et au Danemark les hausses ont avoisiné les 10%. En revanche la part des protéines animales dans la ration de l'Irlande, de la France, de l'Espagne et des Pays-Bas a quant à elle baissé de 10% à 20%. Une partie de ces mouvements peut s'expliquer par les évolutions démographiques. Par exemple en Irlande la population a crû de 21% entre 2000 et 2011 passant de 3,8 à 4,6 millions d'habitants. Environ la moitié de cette évolution est le fait de l'accroissement naturel (différence entre le nombre de naissances et le nombre de décès) et l'autre moitié du solde migratoire. Ainsi entre 2000 et 2011 on compte 721 milliers de naissances, 318 milliers de décès et 402 milliers d'immigrants. L'augmentation de la population ne s'accompagne pas ici d'une augmentation de consommation, les nouveaux consommateurs étant surtout des enfants âgés de 0 à 10 ans. Il semble toutefois difficile de conclure sur un poids important d'un seul effet, d'autres éléments rentrent aussi en compte dans la structure des consommations en particulier les prix alimentaires, les revenus des ménages et les évolutions de préférence des consommateurs.

La part de protéines animales dans le régime des nouveaux états membres est également assez différente suivant les pays avec des hausses de consommation de produits laitiers, de porc et de poissons qui compensent cependant largement les baisses de consommation de viande bovine.

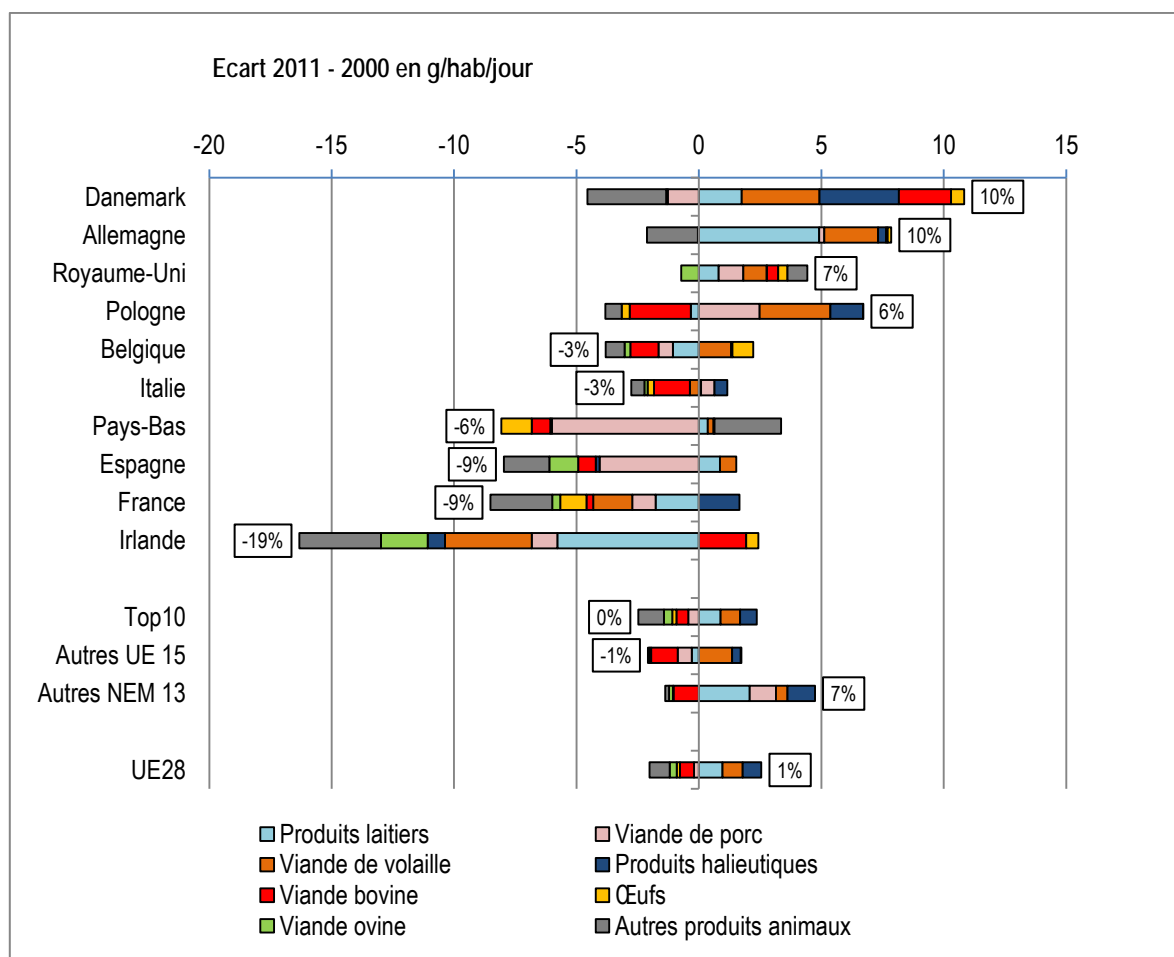


Figure 1.2.9. Evolution des consommations individuelles de protéines animales par type entre 2000 et 2011 pour plusieurs pays de l'Union Européenne (différence entre 2011 et 2000 en valeur). Les pourcentages représentent les évolutions du régime en protéines animales totales - source : FAOSTAT

1.2.6 Structure des consommations de produits animaux dans la dépense des ménages

En Union européenne, les dépenses moyennes²² des ménages associées aux produits alimentaires correspondent à environ 15% du budget total. Parmi les dépenses en produits alimentaires : les dépenses pour la Viande correspondent à 25% ; Produits laitiers et œufs 15% et les produits halieutiques 7%. La moitié des dépenses alimentaires hors boisson est donc consacrée à la consommation de produits animaux ce qui représente une part importante en regard des apports caloriques. Les produits halieutiques seuls représentent un part importante de la dépense moyenne de consommation alimentaire.

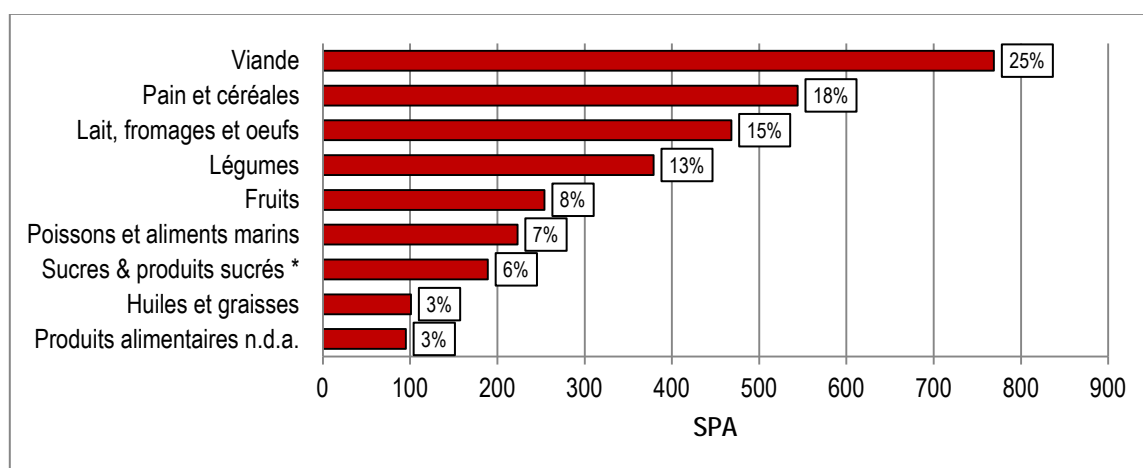


Figure 1.2.10. Structure de la dépense de consommation pour les produits alimentaire en Union Européenne en 2010 (exprimé en standard de pouvoir d'achat – source : INRA d'après Eurostat²³)

Lorsque le pouvoir d'achat des ménages augmente, la dépense supplémentaire allouée aux produits alimentaire croît moins vite que celle allouée à d'autres ensembles de biens comme le logement ou la santé. Ceci explique la diminution (mécanique) du poids des produits animaux dans le budget des ménages sur le long terme. Une baisse de la dépense d'achat en produits animaux peut aussi correspondre à une substitution vers les produits animaux moins chers, ce qui s'observe aussi sur le long terme entre viandes rouges et viandes blanches. La figure 1.2.11 illustre bien ce phénomène puisque même la Pologne et la Roumanie voient leur dépense en produits animaux baisser sur la période 2005-2010.

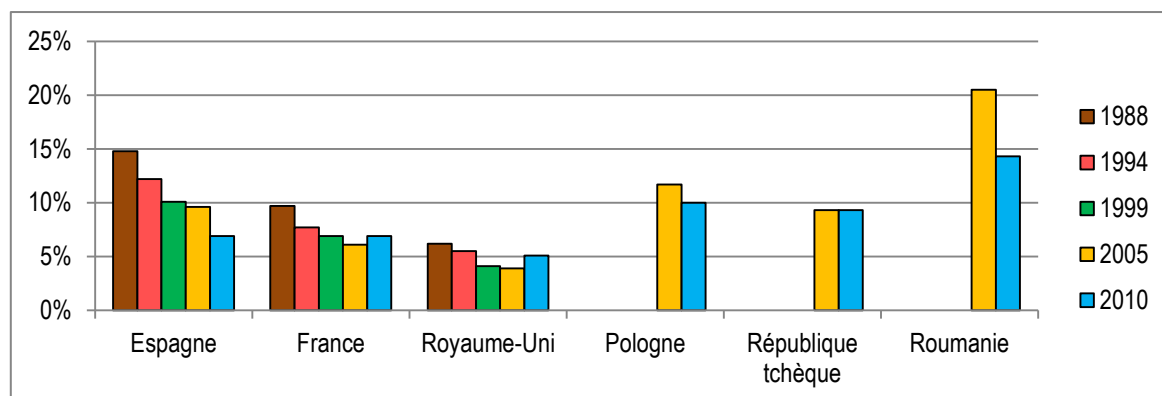


Figure 1.2.11. Evolution du poids des dépenses en produits animaux dans une sélection de pays de l'Union Européenne - source: INRA d'après Eurostat

²² Ici exprimées en standard de pouvoir d'achat. Définition Eurostat : Le standard de pouvoir d'achat, ou SPA, est une unité monétaire artificielle. En théorie, un SPA permet de se procurer la même quantité de biens et de services dans tous les pays. Toutefois, en raison des différences de prix, les mêmes biens et services demandent un montant différent en monnaie nationale en fonction des pays. Les SPA sont calculés en divisant les agrégats économiques d'un pays en monnaie nationale par ses parités de pouvoir d'achat respectives.

²³ <http://ec.europa.eu/eurostat/fr/home>

1.2.7 Éléments explicatifs de l'évolution des régimes alimentaires

De façon générale on caractérise les évolutions de la consommation comme étant la résultante de deux effets :

L'effet conjoint des prix des produits animaux à la consommation et du revenu des ménages. En effet les produits animaux représentent près de la moitié de la dépense alimentaire des ménages et 7% du total des dépenses. Ce poids significatif peut expliquer une partie de la sensibilité des consommateurs aux variations de prix et de revenu.

Celui de l'évolution des comportements de consommation. Selon plusieurs critères de type sociologiques ou générationnels la consommation peut varier indépendamment d'une variation de prix. Les messages ayant trait aux aspects nutritionnels, aux impacts environnementaux, au tourisme ou encore à l'éthique animale peuvent par exemple changer les préférences de certains consommateurs. D'autres éléments tels que les lieux de consommation (consommation à domicile ou hors-domicile) ou encore les évolutions du goût ont également un effet sur la structure des consommations (snacking, plats transformés, plats cuisinés, praticité, etc.). Sans résumer de façon synthétique les déterminants, qu'il qualifie comme « non-économiques », de la consommation de protéines animales (Sans, 2002). Premièrement, il existe un effet des variables démographiques sur la consommation qu'il convient de souligner :

- L'âge moyen de la population a un effet sur les consommations dans la mesure où le revenu des seniors est souvent plus élevé que la moyenne. Ceci est un déterminant indirectement économique mais les préférences de consommation peuvent également varier avec l'âge.
- Suivant les générations les niveaux de consommation de certains produits varient en fonction du niveau de sensibilité à certains messages (sur la santé, le bien-être animal, etc.) ou encore suivant la perception du produit consommé.
- La taille et la composition des ménages ont un effet sur les modes de consommations. En effet selon l'INSEE (Insee, 2015) la part d'alimentation à domicile des ménages avec enfant est supérieure à celle des ménages sans enfant.

Deuxièmement certains facteurs sociologiques peuvent avoir une influence sur la consommation :

- Les préoccupations pour la santé paraissent être un point essentiel qui peut conduire à modifier la structure des consommations. En revanche les crises sanitaires ne semblent pas avoir d'effet durable sur les consommations du panier de produits animaux total (Insee, 2015). En France lors de la crise de la vache folle la viande de bœuf a été substituée par de la viande de cheval et de volaille.
- Le temps consacré à l'alimentation et à l'achat de produits peut avoir un effet fort notamment sur la nature des produits consommés. En effet on constate parfois l'abandon de produits frais comme le bœuf à bouillir au profit de produits plus pratiques et rapides à cuisiner comme la viande hachée ou surgelée.
- La diversité des choix proposée et l'internationalisation de la consommation conduisent aussi à modifier les pratiques alimentaires.
- Enfin les consommateurs cherchent à être informés sur le mode ou le lieu de production des produits afin d'être en mesure de faire des arbitrages sociaux dans leur consommation. Les produits sous appellation, l'agriculture biologique, les labels ou encore les modes de consommation de type commerce équitable.

Compte-tenu du peu de données harmonisées et de situations différentes pour ces paramètres au sein des différents pays, ces effets sont particulièrement difficiles à analyser à une échelle européenne. Selon Combris (Combris, 1997) qui observait déjà une saturation de la consommation de produits animaux en France, ces évolutions semblent marquer le début d'une phase concurrence accrue entre les différentes viandes et s'accompagne d'une hétérogénéité plus marquée des comportements de consommation relativement à la période précédente (1960-1980). Plusieurs éléments de réponse sont détaillés pour la France et l'Europe au niveau du chapitre 5.6 qui étudie l'hypothèse d'une « désanimalisation » de la consommation dans plusieurs pays européens dont la France et au niveau du chapitre 5.7 qui étudie entre autres les propensions à payer des consommateurs pour plusieurs attributs de qualité des produits, l'efficacité économique de ce type d'approche.

1.2.8 Les produits sous signe de qualité en Union Européenne (STG, IGP, AOP, AB)

Les produits animaux présentent un panel diversifié de qualités suivant les différentes méthodes de production, de transformation, de conservation et de mode de commercialisation. Face à la saturation de la consommation de produits animaux observée depuis trente ans, une stratégie peut consister à valoriser ses productions en les faisant reconnaître par un signe de qualité. Les données de consommation étant assez peu nombreuses, l'analyse portera sur le chiffre d'affaire et la production de produits sous signe officiel d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO). Les productions labellisées faisant l'objet d'un lien au territoire (IGP et AOP) sont analysées dans un premier temps et les productions issues de l'agriculture biologique (AB) dans un second temps.

1.2.8.1 Différenciation des produits par l'origine géographique ou la composition traditionnelle

Mis à part les produits issus de l'agriculture biologique, traités dans la section suivante (1.2.9), trois types de signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) reconnus à l'échelle européenne pour l'étiquetage des produits alimentaires ²⁴ :

« **L'appellation d'origine protégée (AOP)** désigne un produit dont toutes les étapes de fabrication (la production, la transformation et l'élaboration) sont réalisées selon un savoir-faire reconnu dans une même zone géographique, qui donne ses caractéristiques au produit ». Il s'agit de la déclinaison au niveau communautaire de l'appellation d'origine contrôlée (AOC) française.

« **L'indication géographique protégée (IGP)** désigne un produit dont les caractéristiques sont liées au lieu géographique dans lequel se déroule au moins sa production ou sa transformation selon des conditions bien déterminées. C'est un signe européen qui protège le nom du produit dans toute l'Union européenne. »

« **La spécialité traditionnelle garantie (STG)** protège une recette traditionnelle. »

L'intérêt de ces signes de qualités est double. Il permet d'abord de garantir au consommateur l'origine géographique d'un produit et/ou son mode de fabrication et c'est ensuite un bon moyen pour les filières de valoriser et d'ancrer des productions et des savoirs à un territoire donné, empêchant ainsi leur délocalisation. Afin de modérer ce propos on peut toutefois remarquer que les IGP ne garantissent pas que l'ensemble de la filière de production soit associée à un territoire mais uniquement la production ou la transformation. Hors une large majorité des produits SIQO de l'UE sont classés IGP. Enfin les STG mettent en valeur la composition traditionnelle d'un produit ou son mode de production traditionnel qui s'ils peuvent être localement ancrés (Jambon Serrano, Mozzarella, moules de bouchot...) ne sont pas produits dans une zone géographique délimitée. Il existe aussi une procédure de certification de produits venant de pays n'appartenant pas à l'Union Européenne sous des contraintes de protection des indications géographiques dans le pays d'origine. Ainsi le café de Colombie possède une IGP reconnue par l'Union Européenne et quatre produits animaux en provenance d'Andorre, de Chine, de la Norvège et du Viêt-Nam ont une IGP. Ainsi, consommer un produit SIQO ne signifie pas nécessairement consommer au sein d'un marché exclusivement communautaire. Ces produits sont toutefois marginaux au regard du nombre de certifications intra-européennes. Enfin, des produits pouvant servir pour l'alimentation animale peuvent également faire l'objet d'une certification comme le foin de Crau en France.

1.2.8.1.1 Portrait des productions animales sous AOP, IGP et STG par pays de l'UE

La liste de l'ensemble des produits sous appellation d'origine ou indication géographique est disponible à partir de la base de données DOOR²⁵. Un rapport de la Commission Européenne (2012) détaille l'évolution des productions et ventes de produits AOP/IGP entre les années 2005 et 2010. Une synthèse de ces deux éléments est présentée ci-après.

En 2015, on compte en Europe 289 produits AOP, 281 produits IGP et 24 produits STG pour l'ensemble des produits d'origine animale. La plupart des AOP sont des fromages (64%) tandis que les viandes et abats frais et les produits à base de viande se répartissent équitablement l'essentiel des IGP (respectivement 38% et 43%).

²⁴ <http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/1509-al-siqo-dep-bd.pdf>

²⁵ <http://ec.europa.eu/agriculture/quality/door/list.html?locale=fr>

Entre 1996 et 2014, le nombre d'AOP/IGP a plus que doublé, principalement du fait des nouvelles IGP pour les viandes (figure 1.2.12). En effet, le nombre de SIQO pour la viande fraîche a plus que doublé entre 2005 et 2014 tandis que leur production a suivi une croissance de 20% entre 2005 et 2010. Une part non-négligeable des hausses des ventes vient donc d'une offre de produit qui s'agrandit et non d'une demande spécifique sur un seul produit.

En 2015, la France, l'Italie, l'Espagne et le Portugal détiennent la majorité des appellations sous signe de qualité de l'Union Européenne (figure 1.2.12). On constate de fait que le nombre de certification n'implique pas nécessairement un grand volume de production ou de vente mais exprime plutôt un potentiel de développement des produits ou bien une volonté de protéger sa production d'une concurrence externe. En effet 73% des ventes viennent uniquement de la France et de l'Italie uniquement, et 18% proviennent de l'Allemagne, du Royaume-Uni et de l'Espagne.

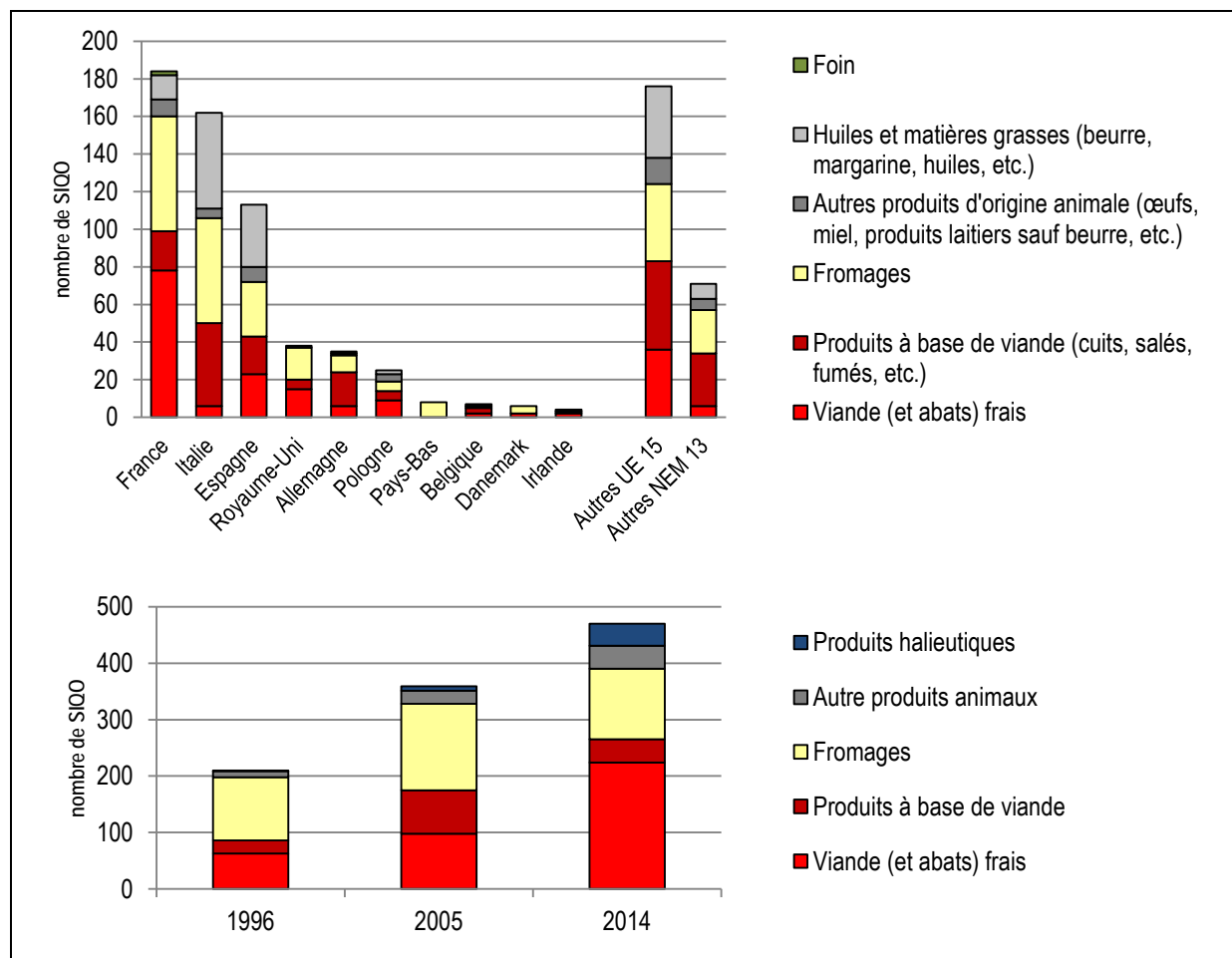


Figure 1.2.12. Nombre de produits sous signe de qualité (AOP, IGP ou STG) enregistrés par catégorie de produits en 2015 et évolution du nombre de produits AOP ou IGP en Union Européenne entre 1996 et 2014 par type de produits

Source : base de données DOOR - <http://ec.europa.eu/agriculture/quality/door/list.html?locale=fr>

Les produits animaux représentent environ deux tiers des ventes de produits alimentaires sous signe de qualité (hors vin et spiritueux) et totalisent 11 milliards d'euros de ventes en 2010. A titre indicatif, les ventes de vins européens avec AOP se chiffrent à 30 milliards d'euros la même année. Suivant les catégories, les produits avec SIQO ont un poids variable par rapport au total produit (tableau 1.2.2).

Tableau 1.2.2. Ventes de produits IGP ou AOP (exprimées en millions d'euros) dans les pays de l'UE 27 par groupe d'aliment en 2010 – source : INRA d'après Chever *et al.* (Chever *et al.*, 2012)

	Fromages	Produits à base de viande	Viande et abats frais	Produits halieutiques	Autres produits animaux	Vins	Spiritueux	Autres SIQO
Italie	3 426	1 871	s	0	s	5 690	134	685
France	1 571	356	531	s	49	15 714	2 094	538
Allemagne	50	706	0	s	0	2 277	76	2 619
Royaume Uni	87	s	491	s	s	13	4 434	482
Espagne	186	166	163	35	4	3 502	207	315
Autriche	89	s	0	0	0	734	58	50
Portugal	12	3	12	0	0	1 082	4	46
Grèce	s	0	0	s	s	203	102	753
Irlande	s	s	0	s	0	0	578	29
Autres pays	886	0	s	0	s	691	453	515
UE 27	6 307	3 157	1 244	443	71	30 376	8 149	6 032

s : confidentiel

La production de produits AOP/IGP est destinée principalement au marché national même si environ 20% de celle-ci est exportée vers le marché communautaire ce qui reste une part conséquente du total. La part de la production exportée hors Union est quant à elle assez faible sauf dans le cas des fromages où elle représente 8% de la production (tableau 1.2.3). Le poids de ces produits dans la production européenne totale est faible sauf dans le cas des fromages où elle atteint 9,6% (tableau 1.2.4). Le détail par pays n'est toutefois pas disponible.

Tableau 1.2.3. Part des ventes de produits sous SIQO par destination en 2010 – source : (Chever *et al.*, 2012)

	Viande et abats frais	Produits à base de viande	Fromages
Total des ventes (Millions €)	1 244	3 157	6 307
Marché national	84%	83%	74%
Export Intra UE	16%	13%	18%
Export Extra UE	0%	4%	8%

Tableau 1.2.4. Poids des productions de produits sous signe de qualité de l'Union Européenne en 2010 – source : (Chever *et al.*, 2012)

	Fromages	Produits à base de viande	Viande et abats frais	Produits halieutiques
Production SIQO (kt)	865.6	346.3	253.0	111
Part de la production totale (%)	9.6%	2.8%	1.3%	n.d.
Prix (siqo) / Prix (non-siqo)*	1.59	1.80	1.16	1.16

* En 2010 les ventes de fromages sous protection géographique ont rapporté 1,59 fois la valeur de la même quantité vendue de fromages sans certification

Les données disponibles soulignent aussi que le nombre d'AOP/IGP n'est pas nécessairement corrélé au volume des ventes. Par exemple en 2010, les ventes de fromages de l'Italie se chiffraient à 3,4 milliards d'euros pour 40 fromages sous appellation AOP ou IGP tandis qu'en France les ventes s'établissaient à 1,6 milliards d'euros pour 47 AOP ou IGP fromagères. Ainsi l'Italie détient 54% du chiffre d'affaires des fromages sous AOP/IGP pour seulement 21% des appellations (tableau 1.2.5).

Tableau 1.2.5. Comparaison entre chiffre d'affaires des AOP/IGP et nombre d'AOP/IGP enregistrées en 2010 pour les cinq premiers pays détenteurs d'appellation d'origine en Union européenne - source : INRA d'après DOOR et Chever *et al.* (Chever *et al.*, 2012)

	Fromages		Produits à base de viande		Viande et abats frais	
	Chiffre d'affaires	Nombre d'AOP/IGP	Chiffre d'affaires	Nombre d'AOP/IGP	Chiffre d'affaires	Nombre d'AOP/IGP
Italie	3 426	40	1 871	33		
France	1 571	47	356	6	531	58
Allemagne	50	6	706	9		
Royaume Uni	87	13		1	491	11
Espagne	186	25	166	13	163	14
UE27	6307	194	3157	112	1244	119

Chiffre d'affaire en millions d'euros

1.2.8.1.2 Productions animales sous AOP, IGP et STG par type de produits

1.2.8.1.2.1 Fromage IGP / AOP (Classe 1.3):

L'Italie, la France et la Grèce sont les acteurs majoritaires de la production de fromage IGP/AOP en totalisant près de 90% des volumes vendus. En particulier les ventes de fromages SIQO italiens qui devancent celles de fromages français et représentent près d'un tiers des ventes totales de produits animaux sous signe de qualité. On compte parmi les plus exportés le *Parmigiano Reggiano*, le *Grana Padano*, le *Gorgonzola* ou encore la *Mozarella* (STG). Les fromages français certifiés les plus vendus sont le *Comté*, le *Roquefort* et le *Reblochon*. La Grèce, quant à elle, vend majoritairement de la *Feta*. On remarque qu'à l'exception de cette dernière l'ensemble de ces fromages sont fait à partir de lait de vache. Dans le cas de la France ce sont majoritairement des fromages produits à partir de systèmes de montagne.

Si le poids des produits protégés géographiquement est plutôt limité à l'échelle de l'Union Européenne (10% de la production totale) une analyse par pays montre qu'il est significatif en Italie (38%) et majoritaire en Grèce (54%).

Les ventes de fromages AOP/IGP sont passées de 853 à 865 kt entre 2005 et 2010 marquant une évolution faible sur la période (+1%). En revanche la hausse des prix dans les différentes régions n'a pas affecté le chiffre d'affaire qui lui a augmenté de 20% sur la période ce qui est le signe d'une demande grandissante confrontée à des difficultés d'accroissement de l'offre.

1.2.8.1.2.2 Produits à base de viande (Classe 1.2)

Les produits à base de viande sont dans une très large majorité des appellations utilisant la viande de porc comme matière première. On distingue deux catégories dans les produits à base de viande :

- *Les viandes salées ou fumées*, ce type de produit représente près des deux tiers de la production de la classe 1.2. avec notamment les jambons et les saucissons.
- *Les viandes cuites*, comme le pâté, le foie gras ou les rillettes

C'est le deuxième poste de vente le plus important pour les protections géographiques alimentaires. L'Italie, l'Allemagne et la France sont les premiers producteurs et représentent environ 60% du chiffre d'affaire total de l'Union européenne pour cette catégorie de produits. En 2010 on compte 3,2 milliards d'euros de chiffre d'affaire pour les produits à base de viande soit 346 000 tonnes de produits vendus.

Par rapport à l'ensemble des produits à base de viande la proportion d'IGP et d'AOP est assez faible (2,8%) mais on constate cependant que c'est la catégorie où le nombre d'appellation a crû le plus rapidement entre 1996 et 2015. En Italie cette proportion atteint 26% de la production nationale.

1.2.8.1.2.3 Viande (et abats) frais (Classe 1.1)

Fin 2014 on dénombre 147 produits de viande et abats frais. Parmi ces produits enregistrés en viande on compte notamment 44 SIQO en Ovin, 41 en Bovin, 38 en Volailles et 11 en Porc. Les productions de viande et abats frais sont faibles en comparaison du total de la production européenne (1,3%) mais le nombre de SIQO a cru de 50% sur la période 2005-2015. Le secteur des viandes de bœuf a réalisé près de la moitié des ventes en 2010 même si une partie de ce chiffre est lié à un prix au kilo plus élevé que les autres viandes.

Pour l'ensemble de ces viandes 95% des ventes sont concentrées en France, au Royaume Uni et en Espagne.

La plupart des poulets AOP/IGP vendus sont d'origine française tandis que les viandes de bœufs et de mouton sont réparties entre pays même si le Royaume-Uni maintient sa place de leader dans le secteur des viandes de ruminants sous signe de qualité.

1.2.8.1.2.4 Produits halieutiques (Classe 1.7)

Ce secteur est le plus faible des productions animales sous signe de qualité. Le Royaume Uni et la France réalisent la majorité des ventes en 2010 avec très peu de produits. Entre 2010 et 2014 le nombre de SIQO enregistrées pour les poissons est toutefois passé de 11 à 37 et passera au minimum à 42 fin 2015. Le nombre de poissons vendus sous signe de qualité pourrait donc évoluer prochainement augmentant ainsi la concurrence avec le poisson importé.

1.2.9 Les produits issus de l'agriculture biologique

Le cadre juridique et les normes de l'agriculture biologique ont été définis et harmonisés en Union européenne en 1991 pour les productions végétales (Union Européenne, 1991) et élargit aux productions animales en 1999 suite à une modification du règlement (Union Européenne, 1999).

La part du bio en UE dans les productions animales est en forte croissance depuis 2000. Cet état de fait ne décrit pas uniquement une évolution rapide des systèmes de production mais aussi une conversion et une mise aux normes des cheptels pour lesquels la contrainte de passage à l'agriculture biologique était faible. De plus certains pays comme la France avaient adopté une réglementation spécifique à l'agriculture biologique avant la mise en place d'une réglementation européenne. En revanche cette évolution est bien descriptive d'une demande en produits bio dont la croissance se maintient depuis plus de dix ans.

Dans la majorité des pays l'élevage biologique a commencé par les ruminants qui restent aujourd'hui les principaux producteurs du secteur (Willer and Lernoud, 2015). Pour les productions animales la part du bio en UE reste faible pour la plupart des espèces.

Ce sont les produits laitiers qui, à l'instar des productions AOP/IGP occupent la plus grande place dans le chiffre d'affaire des productions animales issues de l'AB, suivis des viandes et des œufs (tableau 1.2.6).

Le secteur dans lequel la proportion de la production bio est la plus significative est celui des petits ruminants (autour de 5% de la production) ce qui est logique compte-tenu des faibles contraintes de conversion étant donné leur ration majoritairement composée d'herbe.

En revanche les monogastriques sont les plus faiblement représentés (0,1 et 0,2% de la production) notamment en raison de leur mode d'alimentation quasi-exclusivement constitué de céréales et de tourteaux d'oléagineux. Ces derniers majoritairement importés du continent Américain et issus de l'agriculture non-bio représentent une charge bien moindre qu'un substitut biologique ayant un coût de production plus élevé.

Tableau 1.2.6. Ventes de produits animaux issus de l'agriculture biologique en Union européenne en 2012
source : OrganicDataNetwork²⁶

	Millions €	%
Produits laitiers	2 378	54%
Viandes	1 264	29%
Œufs	664	15%
Poisson	116	3%
Autres	2	0%

1.2.9.1 Produits laitiers bio

Les produits laitiers sont le premier chiffre d'affaire des produits animaux bio en Union Européenne et totalisent environ 2,4 milliards d'euros en 2012 en grande partie grâce aux produits frais. La majorité de la collecte se fait dans quelques pays : Royaume-Uni, Allemagne, France, Italie et Danemark et est en croissance.

La part de lait bio est relativement faible en Union européenne mais atteint parfois des proportions significatives comme au Danemark (tableau 1.2.7). En outre la consommation de produits laitiers est assez élevée dans les principaux pays producteurs avec 13% en Autriche, 8% en France et 27% au Danemark²⁷.

Les nouveaux états membres ne produisent qu'une très faible proportion de produits laitiers bio si ce n'est dans le cas du fromage ce qui montre une demande moins importante dans ces pays probablement en raison de prix à la consommation plus élevés.

Tableau 1.2.7. Production de produits laitiers bio comparée à la production totale en 2014 (1 000 t)
source : Eurostat

	Lait collecté			Laits liquides			Beurre			Fromages			Crème		
	Total	Bio	% bio	Total	Bio	% bio	Total	Bio	% bio	Total	Bio	% bio	Total	Bio	% bio
Belgique	3 702	0	0%	718	0	0%	44	0	0%	81	0	0%	219	0	0%
Danemark	5 110	487	10%	502	151	30%	43	4	9%	369	8	2%	60	20	34%
France	25 999	572	2%	3 390	197	6%	446	8	2%	1 827	20	1%	471	3	1%
Allemagne	31 389	708	2%	5 251	287	5%	489	14	3%	2 298	34	1%	568	0	0%
Irlande	5 802	8	0%	488	7	1%	166	0	0%	0	0	0%	12	0	0%
Italie	11 574	551	5%	2 513	28	1%	90	0	0%	989	21	2%	121	0	0%
Pays-Bas	12 713	192	2%	0	0	0%	146	0	0%	768	0	0%	0	0	0%
Pologne	10 636	27	0%	1 590	0	0%	171	0	0%	760	0	0%	252	0	0%
Espagne	7 799	20	0%	3 493	2	0%	39	0	0%	150	1	1%	152	0	0%
Royaume-Uni	14 829	809	5%	7 164	388	5%	140	8	5%	408	22	5%	308	16	5%
Top 10	129 551	3 373	3%	25 109	1 059	4%	1 775	33	2%	7 650	105	1%	2 163	39	2%
Autres UE 15	11 921	901	8%	3 545	124	3%	142	3	2%	441	8	2%	268	5	2%
Autres NEM 13	10 401	240	2%	2 404	15	1%	94	0	0%	576	10	2%	258	0	0%
UE 28	151 873	4 513	3%	31 059	1 198	4%	2 012	37	2%	8 667	123	1%	2 688	44	2%

²⁶ OrganicDataNetwork : <http://www.organicdatanetwork.net/home.html> - Base de données européenne sur le bio construite entre 2012-2014 ayant notamment pour partenaires institutionnels FiBL, IFOAM et Agence BIO.

²⁷ Agence BIO, 2013, Chiffre clés, L'agriculture biologique, ses acteurs, ses produits, ses terroirs

1.2.9.2 Viandes et œufs bio

Les données statistiques d'Eurostat et celles collectées par le projet Organic Data Network (ODN) présentent des incohérences pour l'élevage qui ne nous permettent pas de présenter des résultats fiables sur la production²⁸. Les données de cheptel ruminant bio sont cependant disponibles pour l'ensemble du cheptel que nous présentons tableau 1.2.8.

Tableau 1.2.8. Cheptel bio en Union Européenne en 2014 exprimé en milliers de têtes de bétail

	Bovins	Ovins	Porcins*	Volailles
Belgique	76,6	15,9	10,4	2 098,2
Danemark	182,1	9,8	232,1	1 630,4
France	541,1	427,9	184,1	12 755,2
Allemagne	643,6	230,7	178,0	4 929,3
Irlande	38,9	42,2	0,9	73,5
Italie	222,9	757,7	42,9	3 490,7
Pays-Bas	53,6	14,5	60,5	2 356,4
Pologne	38,7	29,9	16,0	257,5
Espagne	168,2	467,5	7,6	391,2
Royaume-Uni	304,4	958,9	34,6	2 397,9
Top10	2 270,2	2 955,0	767,0	30 380,3
Autres UE 15	858,5	941,2	127,3	2 882,1
Autres NEM 13	501,6	469,8	16,2	363,0
UE 28	3 630,4	4 366,0	910,6	33 625,4

* Valeurs 2012 pour les porcins

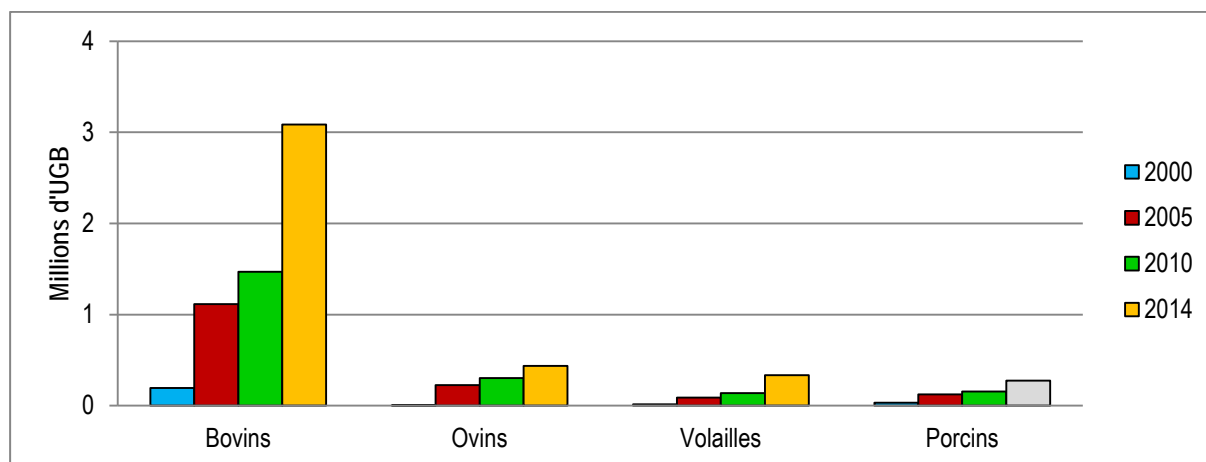


Figure 1.2.13. Evolution du cheptel certifié bio entre 2000 et 2014 en Union Européenne. Valeurs 2012 pour les porcins. Conversions UGB (Bovins : 0,850 ; Ovins : 0,100 ; volailles : 0,010 ; Porcins : 0,300) - source: INRA d'après Eurostat

Le cheptel bovin bio est celui qui a connu la croissance la plus rapide entre 2000 et 2014 (figure 1.2.13) et représente le cheptel le plus développé. Les plus grands troupeaux de vaches allaitantes se trouvent en Allemagne, en France et l'Autriche. La progression du cheptel bovin bio en Union Européenne a été rapide entre 2009 et 2014 avec une hausse de 80%. Le Royaume-Uni, la Grèce et l'Italie représentent plus de la moitié du cheptel ovin bio total soit plus de deux millions de têtes.

A la différence de la production conventionnelle une part plus importante de la production de ruminants est située hors des dix pays choisis pour l'analyse. En effet le Top 10 représente seulement 63% du cheptel bovin, 67% du

²⁸ Au moment de l'écriture de ce rapport, les données de production bio de l'Allemagne sont manquantes dans ODN et dans certains pays la production biologique dépasse la production nationale dans Eurostat

cheptel ovin. La République tchèque et les pays baltes sont les producteurs majoritaires des nouveaux états membres. Dans ces pays la part de la production de viande bovine bio s'élève jusqu'à 15% de la production nationale et cette part est même plus élevée pour les ovins et équivaut à la moitié de la production nationale (Agence Bio, 2013). De plus des pays comme l'Autriche pour les bovins et comme la Grèce pour les ovins ont également un poids important dans la production bio.

Les œufs contribuent à hauteur de 16% du chiffre d'affaire de productions animales bio et s'imposent également comme incontournables dans le secteur en constituant un des principaux produits bio consommés. La France et l'Allemagne produisent presque la moitié des œufs bio avec 7,7 millions de poules pondeuse en 2012. Les ventes sont également en progression constante depuis 10 ans notamment dans les pays producteurs.

La production de volaille de chair bio est majoritairement concentrée en France (plus de la moitié), au Royaume-Uni, en Autriche et en Belgique avec des ventes en progression même si la part de marché reste relativement faible dans l'ensemble des pays d'Europe.

1.2.10 Bilan sur les consommations de produits animaux dans les pays de l'UE

Les consommations individuelles de protéines animales stagnent en Union européenne depuis le début des années 1980 avec des évolutions différenciées par pays mettant en exergue l'hétérogénéité des situations en Europe. Sur la période 2000-2014 les régimes ont évolué vers une baisse de la consommation de viandes bovine et ovine, une baisse de la consommation de viande de porc et une hausse de la consommation de viandes de volailles. La consommation de produits laitiers a quant à elle augmenté notamment grâce aux consommations de fromages. Enfin la demande en produits halieutiques a fortement augmenté entre 1980 et 2000, à l'instar de la volaille, mais s'est un peu ralentie entre 2000 et 2014 (6% d'augmentation contre 21% pour la volaille).

En première analyse on constate qu'il s'opère une substitution entre viandes rouges (bovine et ovine) et viandes blanches (porc, volaille) depuis vingt ans dont les raisons pourraient être une prise en compte des remarques nutritionnelles auprès des consommateurs ainsi qu'une possible diffusion des modèles alimentaires. Cette même substitution est en effet observée au niveau mondial.

Deuxièmement les consommations de produits animaux sont liées au pouvoir d'achat moyen des européens. De façon générale on observe que le poids de l'alimentation animale dans le budget des ménages est décroissant dans la plupart des pays même si cela reste encore substantiel (7% du budget moyen européen en 2014). En revanche cette décline semble avoir atteint un seuil dans certains pays comme la France ou le Royaume-Uni.

La saturation de la consommation individuelle de produits animaux ainsi que l'évolution des modes et lieux de vie impliquent un changement des attentes qui ont des conséquences sur l'ensemble des filières. Les filières de l'agriculture biologique et de protection géographique des produits sont en expansion depuis plusieurs années indiquant une demande des consommateurs pour une plus grande information sur les modes de productions et les impacts potentiels sur la santé ou l'environnement. Ces productions restent toutefois faibles au regard des quantités produites même si quelques pays semblent adopter des stratégies de différenciation par la qualité pour certains produits. Au Danemark par exemple, 30% du lait liquide produit est issu de l'agriculture biologique, en France, près de 10% des fromages font l'objet d'une AOP. Enfin, l'analyse des données européennes sur les produits animaux IGP/AOP montre que le nombre de produits certifiés au niveau d'un pays ne semble pas être nécessairement corrélé au chiffre d'affaire comme dans le cas de l'Italie et la France pour la production de fromages sous signe de qualité.

Plusieurs éléments de la littérature scientifique sur les déterminants de la consommation de produits animaux de qualité et sur l'efficacité économique des filières diversifiées sont abordés au niveau des chapitres 1.4, 5.6 et 5.7.

Références bibliographiques

- Agence Bio, 2013. *Chiffres clés. Edition 2013. L'agriculture biologique. Ses acteurs, ses produits, ses territoires*, 240 p.
http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/documents/4_Chiffres/BrochureCC/CC2014_chap4_France.pdf
- Bouvard, V.; Loomis, D.; Guyton, K.Z.; Grosse, Y.; El Ghissassi, F.; Benbrahim-Tallaa, L.; Guha, N.; Mattock, H.; Straif, K.; Int Agcy Res Canc, M., 2015. Carcinogenicity of consumption of red and processed meat. *Lancet Oncology*, 16 (16): 1599-1600. [http://dx.doi.org/10.1016/s1470-2045\(15\)00444-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1470-2045(15)00444-1)
- Chever, T.; Renault, C.; Renault, S.; Romieu, V., 2012. *Value of production of agricultural products and foodstuffs, wines, aromatised wines and spirits protected by a geographical indication (GI): European Commission*. http://ec.europa.eu/agriculture/external-studies/value-gi_en.htm
- CNIEL, 2015. *L'économie laitière en chiffres*. Paris: Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière. <http://www.maison-du-lait.com/fr/chiffres-cles/des-donnees-reference>
- Combris, P., 1997. La consommation des produits animaux en France : tendances et perspectives d'évolution. *INRA Productions Animales*, 10 (4): 267-274. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4811/45544/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_4_01.pdf
- Efsa Panel on Dietetic Products Nutrition Allergies, 2012. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for protein. *EFSA Journal*, 10 (2): 2557-n/a. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2557>
- FranceAgrimer, 2015. *Consommation des produits carnés en 2014, Données et bilans*, 145 p. <http://www.franceagrimer.fr/content/download/40104/372599/file/STA-VIA-CONSO%202014-aout2015.pdf>
- Insee, 2015. Cinquante ans de consommation alimentaire : une croissance modérée, mais de profonds changements. *Insee Première*, (1568): 1-4. <http://www.insee.fr/fr/ffc/ipweb/ip1568/IP1568.pdf>
- OCDE, 2015. *Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2015*. Paris: Editions OCDE (*Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO*), 159 p. http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-fr
- Sans, P., 2002. Consommation de protéines : quelle place pour la viande bovine ? *Commission bovine INRA*. Nouan-le-Fuzelier. INRA, 4-15.
- Union Européenne, 1991. Règlement (CEE) n° 2092/91 du Conseil du 24 juin 1991 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal officiel* n° L 198 du 22.7.1991. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=URISERV%3A121118>
- Union Européenne, 1999. Règlement (CE) n° 1804/1999 du Conseil du 19 juillet 1999 modifiant, pour y inclure les productions animales, le règlement (CEE) n° 2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. In: European Commission, ed. *Journal officiel* n° L 222 du 24/08/1999 p. 0001 - 0028. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31999R1804>
- Who, 2007. *Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition*. Genève: WHO.
- Willer, H.; Lernoud, J., 2015. *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2015*: FiBL;IFOAM, 309 p.

1.3 Quel rôle pour la distribution dans les filières animales ? Une comparaison européenne et un focus sur la France

Zohra Bouamra-Mechemache, Carl Gagné, Stéphane Turolla

1.3.1 Introduction

Un constat s'impose en Europe. Le secteur de la distribution est indispensable aux filières animales pour atteindre le consommateur final. Les principaux canaux de distribution sont la grande distribution, les circuits plus traditionnels (boucher, marché, foire, etc) ainsi que la consommation hors foyer (restauration hors domicile, cantine, etc.). Dans ce chapitre, nous nous concentrons plus particulièrement sur le secteur de la grande distribution par lequel transite une grande partie de la production animale. Nous ne traitons pas des autres circuits de distribution par manque de données. Plus généralement, les données au stade de la distribution sont moins abondantes que pour le secteur industriel.

Pourquoi est-il important d'analyser la grande distribution pour comprendre les services économiques liés à l'élevage ? Tout d'abord, comme nous le verrons ci-dessous, elle est aujourd'hui un acteur économique incontournable en raison des flux importants de produits qu'elle écoule et de sa capacité à infléchir le prix payé par les consommateurs mais également le prix d'achat aux industries et agriculteurs en amont de la filière. Son organisation et sa domination sur le marché final influence significativement la répartition de la valeur ajoutée dans la filière. Elle va également avoir des impacts forts sur les investissements en innovation réalisés en amont. Ainsi, les stratégies de la grande distribution se répercutent sur la performance globale de la filière, comme la faculté à répondre aux attentes des consommateurs, l'accès au marché, l'efficacité productive ou encore la formation des prix et des marges.

Il n'est donc pas surprenant d'observer que la grande distribution se trouve au cœur des débats publics quand la situation économique des filières animales est en jeu. Ces dernières années, les relations tendues entre les agriculteurs, l'industrie et la grande distribution font l'objet de débats politiques récurrents en France dans différentes filières (lait et porc à titre d'exemple) dans lesquels les agriculteurs accusent les distributeurs de ne pas payer les produits agricoles à leur juste prix.

Ce chapitre permet d'apporter des éléments pour mieux appréhender l'importance de ce secteur à l'aide des indicateurs disponibles à l'échelle de l'Union Européenne (UE) et de la France. Nous présentons des caractéristiques générales de ce secteur pouvant influencer la distribution et la valorisation de la production agricole. Lorsque des données au niveau du secteur animal sont disponibles, nous fournissons une analyse plus détaillée. Cependant, il convient d'être vigilant sur l'interprétation des indicateurs fournis car ils peuvent refléter des situations différentes étant donnée la disparité des secteurs étudiés.

Le chapitre est organisé comme suit. Nous commençons par présenter les parts de marché de la grande distribution pour différents produits relevant des filières animales en France. Nous réalisons ensuite un panorama des secteurs de la grande distribution en Europe. En particulier, on présente des indicateurs de concentration dans différents pays, source de pouvoir de marché (capacité à manipuler les prix aux consommateurs) et de négociation (capacité à réduire les prix d'achat aux fournisseurs). On décrit ensuite les mouvements de consolidation des grands groupes de distribution et dans quelle mesure ils peuvent affecter les filières animales. Enfin, nous décrivons l'évolution de certains indicateurs de prix afin d'avoir une première appréciation sur l'impact de la distribution sur les prix à la consommation et sur la transmission des prix pour certains produits finis issus de l'élevage.

1.3.2 Un maillon important des filières animales

La grande distribution à dominante alimentaire (la « grande distribution » par la suite) est un acteur incontournable du monde de l'élevage. Elle représente en effet une part importante du canal de vente des produits animaux (viande, lait, fromage). Au niveau de l'UE, la grande distribution représente 54% des ventes

alimentaires en 2012 (EY *et al.*, 2014). La France n'échappe pas à cette règle. Comme le montre le tableau 1.3.1, la grande majorité des produits issus des productions animales, notamment les produits frais, est écoulee par la grande distribution.

Tableau 1.3.1. Répartition des achats par type de réseau de distribution (en %)

Produits	Hypermarché	Supermarché	Hard-Discount	Boucherie	Autre
Bœuf (frais)	45	23	5	15	12
Veau (frais)	41	22	3	21	13
Porc (frais)	47	24	9	9	11
Volaille (frais)	34	20	6	12	28
Charcuterie	44	22	15	6	13
Jambon	46	24	16	3	11
Lait liquide	47	24	18	--	11
Fromage	47	24	16	--	13

Source : France Agrimer (Kantar Worldpanel, 2013, http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2014/10/FAM_Les_fili%C3%A8res_de_l_elevage_francais-2014.pdf).

Environ 80% des produits porcins sont vendus aux consommateurs finaux par la grande distribution (comprenant les hypermarchés, supermarchés et magasins de Hard Discount). Même si la boucherie ou les circuits spécialisés demeurent des lieux d'approvisionnement non négligeables en viande bovine et en volailles, environ les deux tiers de ces deux types de viande sont vendus en grandes et moyennes surfaces (GMS). Les magasins de type Hard-Discount sont davantage privilégiés pour les produits transformés issus des productions porcines et du lait.

Pour les produits laitiers, les usages sont différents d'un produit à l'autre. Alors que les poudres de lait écrémé et lactosérum sont destinées aux entreprises agroalimentaires et à l'alimentation animale, les produits de grande consommation sont surtout vendus dans les GMS et Hard Discount (80% pour le lait, 90% pour les yaourts, 70% pour le fromage).

La répartition des circuits de distribution pour les achats de produits de viande est très variable d'un produit à l'autre. Par exemple, près de 20% des découpes de poulet sont vendus en Hard Discount alors que moins de 5% de la viande d'agneau ou de veau y est vendue alors que la part de ces produits vendus dans des circuits plus traditionnels (boucher, marché et autre circuit) est très importante avec 20 à 25% de part de marché (voir figure 1.3.1.).

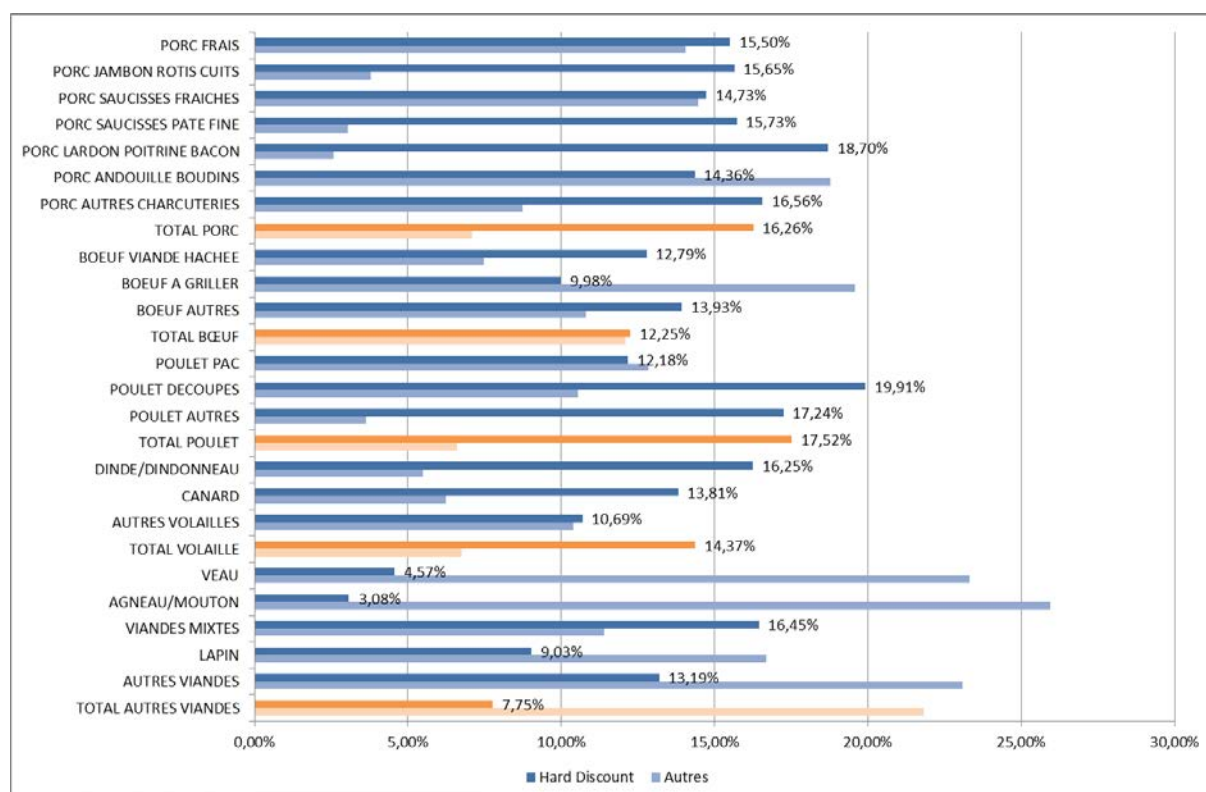


Figure 1.3.1. Part des hard discounters et des autres circuits de distribution dans des achats des ménages français en 2012 (en %) - Notes : les « autres » circuits correspondent principalement aux bouchers, marchés et foires. Source : calculs propres à partir des données Kantar Worldpanel.

Les secteurs des productions animales et de sa transformation sont également liés aux nouvelles stratégies de développement des distributeurs. Ces derniers ne sont pas de simples intermédiaires entre le consommateur final et les producteurs. En effet, les distributeurs vendent également des marchandises sous leur propre marque (marque de distributeur, *MDD*). Cette marque peut être le nom du distributeur lui-même ou une appellation créée exclusivement à l'usage de ce dernier. Il existe différentes relations entre le distributeur et le fabricant de MDD, soit contractuelle (le fabricant dédie une partie ou la totalité de ses moyens de production à la MDD) ou intégré (le distributeur a ses propres sites de fabrication). Selon l'édition 2015 de l'Annuaire International de la MDD de la « Private Label Manufacturers Association » (PLMA)²⁹, les MDD affichent des parts de marché en croissance dans de nombreux pays européens. Les produits issus des productions animales n'échappent pas à cette tendance, bien au contraire, comme le montre le tableau 1.3.2. L'introduction des MDD par les distributeurs n'est pas neutre dans la fixation des prix à la production et à la transformation. Les prix des MDD étant en moyenne plus faible que les prix des marques nationales (Bontemps *et al.*, 2008), les transformateurs et les producteurs qui s'engagent dans la production de MDD participent à la pression à la baisse des prix à la production. Par ailleurs, l'accroissement des MDD peut influencer les prix des producteurs et transformateurs dont les produits ne sont pas concernés par la MDD en raison de la substituabilité entre les MDD et les autres marques.

Tableau 1.3.2. Evolution des parts de marché en valeur des MDD en France (en %)

Rayon	1997	2000	2004	2013
Charcuterie Libre-service	24,2	37,7	45,9	52
Traiteur Libre-service	17,2	26,4	32,6	41
Fromage Libre-service	18,8	21,5	30,0	43
Crèmerie	24,2	37,7	45,9	52

Source : Linéaires d'après SECODIP.

²⁹ Voir <http://www.plmainternational.com/fr/international-private-label-yearbook>

De plus, face aux conséquences des crises de nature différente (sanitaire, environnemental, conditions de production) sur l'image des enseignes de la grande distribution, les distributeurs imposent leurs propres normes à leurs fournisseurs (en plus des normes publiques). Ces distributeurs le font d'autant plus facilement que les grands groupes de distribution détiennent un pouvoir de négociation important. La diffusion de ces normes privées imposées par la grande distribution génère des coûts de mises aux normes subis par les transformateurs et producteurs de produits animaux.

La grande distribution est donc un acteur incontournable aujourd'hui des filières animales. Malheureusement, comme ce maillon de la chaîne couvre un large spectre de produits alimentaires et non alimentaires, il est difficile d'obtenir des résultats économiques associés aux différents produits animaux du secteur de la distribution par pays. Néanmoins, le poids de la grande distribution étant très fort dans la distribution de produits issus de la viande et du lait, il nous semble intéressant de montrer les évolutions et les différences du secteur de la distribution entre les différents pays. La manière dont est organisée la grande distribution peut influencer les prix des produits offerts aux consommateurs mais aussi les stratégies en termes de qualité des produits.

1.3.3 Panorama européen

On mobilise la source de données « Planet Retail » qui renseigne par année l'ensemble des enseignes de distribution en activité dans un pays donné, ainsi que leurs caractéristiques associées (ex. : chiffre d'affaires par univers de produits, nombre de magasins, surface de ventes). Le tableau 1.3.3 reporte le classement des 10 plus grands distributeurs européens en termes de chiffre d'affaires total et alimentaire pour l'année 2012. Carrefour qui se classe en tête des distributeurs en Europe, est le deuxième distributeur au niveau mondial. Ce classement est principalement dominé par des distributeurs allemands et français.

Tableau 1.3.3. Top 10 des distributeurs européens en 2012

Classement	Distributeur	Pays d'origine	CA Total	CA alimentaire
1	Carrefour	France	103,214	63,930
2	Tesco	GB	90,625	54,544
3	Metro Group	Allemagne	77,209	27,872
4	Schwarz Group ^a	Allemagne	75,026	54,561
5	Aldi	Allemagne	63,873	50,483
6	Auchan	France	63,208	34,210
7	Casino	France	60,103	29,329
8	Ahold	Pays-Bas	53,327	39,285
9	Rewe Group	Allemagne	51,608	34,155
10	Edeka	Allemagne	49,141	39,725

Source : Planet Retail, en milliard de \$ US ; a : inclut l'enseigne Lidl.

Les plus grands groupes européens sont présents à la fois dans plusieurs pays européens et également très implantés hors Europe. Entre 2000 et 2011, les 10 plus grands distributeurs ont augmenté leur part de marché en Europe de 26% à 31% (Commission Européenne, 2014). Comme le montre le tableau 1.3.4, les distributeurs des principaux pays producteurs de viande et de lait réalisent une part importante de leur chiffre d'affaire à l'étranger (essentiellement Pays-Bas, Belgique, Allemagne et France). Ceci n'est pas neutre sur les performances à l'export des firmes agroalimentaires du pays d'origine, comme le montrent Cheptea *et al.* (2015). Ces auteurs montrent que, toutes choses égales par ailleurs, un doublement des ventes de la grande distribution d'un pays donné dans un pays hôte entraînerait, en moyenne, une hausse de 21 à 25% des exportations agroalimentaires (tous produits confondus) du pays d'origine vers le pays hôte. Malheureusement, les auteurs ne fournissent pas de résultats par type de produits agroalimentaires. Des analyses complémentaires sont donc souhaitables.

Tableau 1.3.4. Part du chiffre d'affaires réalisée à l'étranger par la grande distribution des principaux pays producteurs d'animaux de l'EU28

Rang	Pays d'origine	% CA	Nombre de GD	Nombre de GD multinational
1	Pays-Bas	78	2	2
2	Belgique	63	2	2
3	Irlande	48	1	1
4	Allemagne	45	7	7
5	France	41	6	6
6	Royaume-Uni	20	7	4
7	Danemark	17	3	1
8	Espagne	<1%	3	1
9	Italie	<1%	3	2

Source : Planet Retail, 2010. Traitement Smart-Lereco.

1.3.3.1 La structuration de la distribution varie fortement selon les pays

On dénombre principalement trois formats de vente pour les points de vente dits « à dominante alimentaire » : l'*hypermarché* (surface de vente \geq à 2500m²), le *supermarché* (surface de vente comprise entre 400m² et 2500m²) et le *Hard Discount* qui a pour particularité d'offrir un faible nombre de références en comparaison des autres formats et dont une grande proportion est sous marque de distributeur. Le tableau 1.3.5 donne une vision d'ensemble de la structure de marché du secteur de la distribution dans différents pays européens. Il reporte par pays la population totale, les dépenses alimentaires par habitant et le niveau de concentration. Nous mobilisons deux indices habituellement utilisés dans la littérature académique pour approcher le niveau de concentration : (i) l'indice d'Herfindhal-Hirschman (IHH), qui est calculé comme la somme des parts de marché au carré calculées sur la base du CA des groupes de distribution dans un pays donné et (ii) l'indice de concentration « C4 » qui est calculé comme la somme des parts de marché des quatre premiers groupes de distribution dans un pays donné. Le tableau 1.3.5 reporte également le chiffre d'affaires total des magasins à dominante alimentaire ventilé par format de vente.

Tableau 1.3.5. Comparaison par pays (2012)

Pays	Pop. ^a	Dépense s Alim. ^b	IHH	C4	CA alim des magasins à dominante alim.					
					Total ^c	H.D. %	%	Hors H.D. Gd	Moy	Petit
BE	11,095	3743	2021	84,87	18	22	78	10	68	0
DE	81,918	2840	1690	77,67	125	54	46	16	29	1
DK	5,581	6099	2208	87,07	14	34	66	23	43	0
ES	46,163	2452	1634	63,61	48	14	86	19	59	8
FR	63,409	4032	1424	68,78	120	12	88	44	44	0
IE	4,585	4908	2355	87,17	7	26	74	04	60	10
IT	60,821	3419	1171	60,77	44	16	84	33	51	0
NL	16,754	2849	2478	83,94	22	19	81	02	79	0
PO	38,538	1447	1578	67,32	19	46	54	27	19	8
UK	63,244	4596	1899	82,28	87	7	93	84	09	0

Source : Planet Retail. a : population en millions ; b : en \$ US/habitant ; c : Total : (milliards de \$ US).

Le Hard Discount peut avoir un impact fort sur les prix, la variété et la qualité des produits offerts aux consommateurs. En effet, il offre une large proportion de MDD avec des prix plus compétitifs mais offre moins de produits de marque. La disparité du taux de pénétration entre les pays peut ainsi avoir des répercussions importantes. Le poids du Hard Discount est très faible aussi bien en France qu'au Royaume-Uni, au profit des hypermarchés (supermarché de grande taille). Ceci s'explique à la fois par des considérations historiques et par de fortes barrières à l'entrée qui ont limité leur essor dans ces pays. Le Royaume-Uni se distingue par un poids très important des supermarchés de grande taille (84% du CA des magasins à dominante alimentaire). En Allemagne et en Pologne, le poids du Hard Discount est beaucoup plus important. Les supermarchés de taille moyenne sont développés en Allemagne, Danemark et Pays-Pas mais aussi en Espagne et en Italie.

1.3.3.2 Le degré de concentration de la distribution varie également entre les pays

Les niveaux de concentration dans le secteur de la distribution varient fortement d'un pays à l'autre. Le tableau 1.3.6 détaille pour la période 2000-2012 le C4 pour différents pays européens, et l'annexe 1.6 fait de même pour l'IHH.

Tableau 1.3.6. Evolution de la concentration (C4 en %)

Pays	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012
BE	83,35	83,93	88,20	87,30	85,56	84,63	84,87
DE	69,46	67,46	67,39	74,99	75,23	78,59	77,67
DK	83,89	86,84	86,92	90,26	88,14	88,90	87,07
ES	58,84	57,74	61,81	64,31	65,31	63,02	63,61
FR	73,52	71,25	69,55	68,84	64,14	65,55	68,78
IE	99,12	91,45	95,07	87,38	88,10	86,43	87,17
IT	66,70	65,34	63,75	61,12	59,77	60,91	60,77
NL	90,96	87,94	85,12	82,38	74,49	76,18	83,94
PO	40,05	45,25	43,70	50,18	60,21	62,86	67,32
UK	73,58	73,60	83,07	73,36	73,30	85,56	82,28

Source : Planet Retail.

Les deux indices de concentration sont convergents. Globalement, le secteur de la distribution est fortement concentré au niveau national, mais de fortes disparités s'observent entre pays. Le niveau de concentration est plus fort dans les pays du Nord de l'UE (Danemark, Irlande, Pays Bas et Royaume-Uni). Ces observations sont similaires aux résultats présentés dans le rapport de la Commission Européenne (EY *et al.*, 2014). Ce rapport note aussi que deux tendances peuvent être observées dans le niveau de concentration sur la période 2004-2012. La concentration a augmenté sur la période 2004-2012 en République Tchèque, Allemagne, Finlande, Portugal, Pologne, Espagne et Royaume-Uni, mais a diminué en Belgique, Danemark, France, Hongrie, Italie, Pays Bas et Roumanie. Les raisons principales sont liées à la croissance sur la période de la part de marché des groupes qui avaient initialement une faible part de marché au détriment des grands groupes, ainsi que le développement des hard discounters.

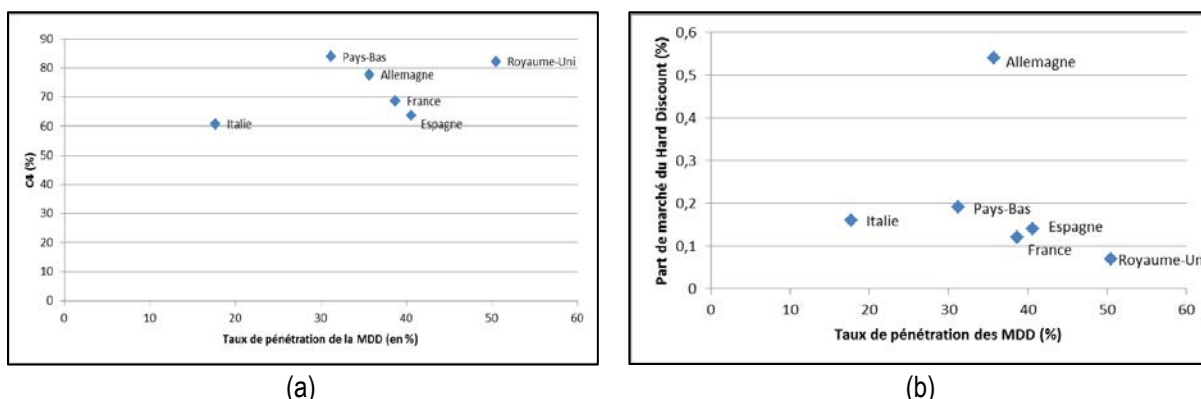
Néanmoins, il convient d'avoir à l'esprit que le niveau de concentration dans le secteur de la distribution s'apprécie avant tout au niveau local. En effet, il est fréquent qu'un consommateur ne puisse accéder, pour un temps de trajet raisonnable, qu'à un sous-ensemble des enseignes présentes sur le territoire national. Il convient donc de définir des aires de marché à partir des distances maximales que peuvent parcourir les consommateurs et de déterminer dans ces marchés « locaux » le niveau de concentration existant afin d'avoir une mesure exacte de la concentration dans le secteur. Faute de données géolocalisées, la concentration est bien souvent mesurée uniquement au niveau national. Néanmoins, les résultats obtenus peuvent ainsi sensiblement différer de ceux calculés au niveau local et tendent à sous-estimer la concentration dans le secteur. Dans le cas de la France, Allain *et al.* (2013) ont montré que l'IHH varie entre 1214 et 2939 pour le premier trimestre de l'année 2000, selon si le marché pertinent est défini au niveau national ou local, respectivement. Avec un IHH supérieur à 2000, le secteur semble très concentré au niveau local.

1.3.3.3 Concentration dans la grande distribution et développement des MDD

Les MDD représentent pour les distributeurs un outil stratégique pour augmenter leurs profits. Elles peuvent leur procurer un pouvoir de marché additionnel envers les entreprises en les rendant moins dépendants de l'offre proposée par des entreprises offrant des produits de marque nationale et renforcer ainsi leur pouvoir de négociation. Les distributeurs peuvent également utiliser les MDD comme un outil de différenciation entre distributeurs et réduire ainsi la concurrence entre eux. On peut ainsi penser qu'il existe une relation entre concentration de la grande distribution (indicateur d'un potentiel pouvoir de marché) et pénétration des MDD. En croisant les données de taux de pénétration des MDD et les taux de concentration de la grande distribution (voir figure 1.3.2.a), il n'apparaît pas de corrélation avérée entre ces deux variables. On note toutefois que les pays où la concentration est la plus forte sont également les pays pour lesquels les MDD sont très présentes (ex : Royaume-Uni) et inversement (ex : Italie). Néanmoins, pour les pays avec un taux de concentration intermédiaire (Espagne, France, Allemagne), la corrélation semble être négative.

De la même manière, on n'observe pas une corrélation bien défini entre le niveau de concentration et la part de marché du Hard Discount (figure 1.3.2.b). On pourrait penser que le taux de pénétration est plus fort dans les pays où le Hard Discount est le plus implanté car ce format propose principalement des produits MDD. Si on observe que tel est le cas pour l'Allemagne, on peut également observer qu'il existe des situations dans lesquelles le taux de pénétration des MDD est plus élevé alors que la part du Hard Discount est bien plus faible qu'en Allemagne (Royaume-Uni ou Espagne par exemple).

Figure 1.3.2. Niveau de concentration et part de marché du Hard Discount en fonction du taux de pénétration des MDD en Europe



Notes : les figures sont réalisées à partir des données du C4 et des parts de marché par surface de vente des Hard Discounts présentées dans le tableau 1.3.5. Les données de taux de pénétration des MDD dans le secteur alimentaire (tous produits pour le Royaume-Uni) sont issues de Food Drink Europe ([http://www.fooddrinkurope.eu/uploads/publications_documents/Data_Trends_\(interactive\).pdf](http://www.fooddrinkurope.eu/uploads/publications_documents/Data_Trends_(interactive).pdf)).

Dans le cas des produits animaux, deux types de produits doivent être distingués, les produits frais où la part des MDD est très forte et les produits transformés (charcuterie, jambon, produits laitiers par exemple) où on trouve plus de marques nationales fortes par rapport aux viandes fraîches. Par exemple, trois quart des achats de produits de porc sont des produits transformés en France. Cependant, pour les produits frais, les distributeurs élaborent eux-mêmes la majeure partie des produits qu'ils offrent dans leurs rayons alors que pour les produits transformés, on trouve des marques nationales telles que Maderange, Herta ou Aoste qui sont en concurrence avec les MDD fournis par différents transformateurs. Pour les viandes fraîches, relativement peu différenciées par des stratégies amont de marque, des stratégies de différenciation entre distributeurs peuvent apparaître alors que pour les produits transformés, des stratégies de différenciation avec les marques nationales peuvent apparaître.

1.3.3.4 Une montée en puissance des centrales d'achat en Europe

Plus que le niveau de concentration observé sur le marché final, ce qui prime pour les producteurs et transformateurs de la filière élevage est le degré de concentration au niveau des centrales d'achat. En effet, le secteur de la distribution à dominante alimentaire a pour particularité de voir des distributeurs qui se concurrencent sur le marché final, s'allier sur les opérations d'achats afin de diminuer leurs coûts d'approvisionnement. L'interlocuteur en charge des achats n'est donc pas le groupe de distribution mais bien la centrale d'achat. Par conséquent, les niveaux de concentration auxquels sont confrontés les transformateurs lors des négociations commerciales sont souvent supérieurs à ceux observés sur le marché final.

On assiste en Europe, et très récemment en France, à un mouvement de rapprochement des centrales d'achat à l'initiative des grands groupes de distribution. Rien que pour l'année 2016, on assiste à l'adhésion d'Asda (3^{ème} distributeur au Royaume-Uni) à la centrale d'achat EMD, constituant ainsi la première centrale d'achat en Europe. De même, suite à la fusion de Delhaize (Belgique) avec Ahold (Pays-Bas), ce premier quitte la centrale d'achat Coopernic pour rejoindre la centrale d'achat AMS. L'objectif de ces rapprochements consiste à accroître le pouvoir de négociation des distributeurs vis-à-vis de leurs fournisseurs et ainsi bénéficier d'une plus grande puissance d'achat et des prix bas qui s'en suivent. Le tableau 1.3.7 reporte les principales centrales d'achat en Europe en 2016, ainsi que le nombre de pays où sont présents leurs adhérents et le CA total de la centrale d'achat.

Tableau 1.3.7. Principales centrales d'achats en Europe en 2016

Centrale d'achat	Adhérents	Nb de pays	CA (2015) Mds €
Aldi	Aldi	17	75
Alidis	Intermarché, Eroski, Edeka, Colruyt, Conad et Coop	8	140
AMS	Ahold, Booker, Dansk Supermarked, Delhaize, Esselunga, Hagar, ICA, Jerónimo Martins, Kesko, Migros, Morrisons, et Uniarme	18	136 ^a
BIGS	SPAR	40	31 ^b
Carrefour	Carrefour, Provera (Cora, Match)	34	90
Coopernic	Coop Italia, Leclerc, Rewe	21	104 ^a
EMD	Asda, Axfood, Casino, ESD Italia, Euromadi PORT, Euromadi Spain, Markant, NorgesGruppen, Supergros, Superunie, Tuko Logistics	15	178 ^a
Eurauchan	Auchan, Système U, Metro France	16	135 ^a
INCAA ^c	Intermarché, Casino		
Lidl	Lidl	26	90
Tesco	Tesco	13	73 ^d

Notes : a : source Linéaire; b : 2014; c : uniquement pour la France ; d : source LSA.

La France est particulièrement concernée par ces alliances stratégiques entre distributeurs. On observe ainsi pas moins de trois rapprochements d'ampleur au cours de l'année 2014. Système U Centrale Nationale a confié un mandat à Eurauchan (Auchan) pour la négociation des achats d'une partie des produits de marque nationale commercialisées dans ses enseignes en septembre 2014. ITM Alimentaire International (Intermarché) et EMC Distribution (Casino) ont conclu, en novembre 2014, un accord de coopération pour la négociation des achats d'une partie des produits à marque nationale que leurs enseignes respectives commercialisent. Enfin, en décembre 2014, Carrefour et Provera (Cora, Match) ont conclu une convention de partenariat faisant état de l'adhésion de Provera aux centrales de référencement de Carrefour. Ainsi, en France, on recense principalement neuf acteurs au stade aval de la vente organisés en groupes intégrés (Carrefour, Provera, Casino, Auchan, Lidl et Aldi) ou en groupements d'indépendants (Leclerc, Intermarché et Système U), et six acteurs sont actifs au stade amont de l'achat suite à ces accords. Le regroupement à l'achat conduit ainsi à une très forte concentration au niveau des centrales d'achat (voir tableau 1.3.8) avec un C4 de 67,6% avant 2014 et de 92,5% après ces accords. Cette forte concentration pourrait affecter de nombreux produits alimentaires et cette puissance d'achat pourrait peser dans le cadre des négociations sur les producteurs de marques nationales.

Tableau 1.3.8. Parts de marché des centrales d'achat (en 2014)

Centrales d'achat	Parts de marché
ITM / Casino	25.9%
Carrefour / Provera	25.1%
Auchan / Système U	21.6%
Leclerc	19.9%
Lidl	4.7%
Aldi	2.2%

Sources : parts de marché Kantar Worldpanel 2014.

Il convient cependant de nuancer l'impact de tels rapprochements dans le cas des produits animaux. A ce jour, ces accords de coopération portent sur un périmètre restreint de produits de marque nationale. Sont concernés essentiellement des produits de grande consommation proposés par des firmes multinationales. Les produits frais issus notamment de la filière agricole sont exclus expressément de ces accords. Néanmoins, si le périmètre de ces accords venait à évoluer dans l'avenir, et concerner plus directement les négociations commerciales des produits issus de l'élevage, il y a fort à penser que cela infléchirait sensiblement les prix de vente des transformateurs.

1.3.4 Evolution des prix à la consommation en Europe

La grande distribution a également un impact important sur les prix des produits animaux payés par les consommateurs. Or si l'écart entre le prix de l'industrie et le prix agricole s'est accru ces trois dernières années, il semblerait que l'écart en France entre le prix de l'industrie et le prix à la consommation se soit également accru (2016) pour les filières porcine (jambon), bovine et volaille au moins. Cependant, les comptes moyens des rayons alimentaires font apparaître une marge brute comprise entre 23% pour les produits laitiers et 33% pour la charcuterie mais une marge nette (avant répartition de l'impôt) négative pour le rayon boucherie, légèrement positive pour les produits laitiers et de 8 à 9% pour les volailles et la charcuterie (2016).

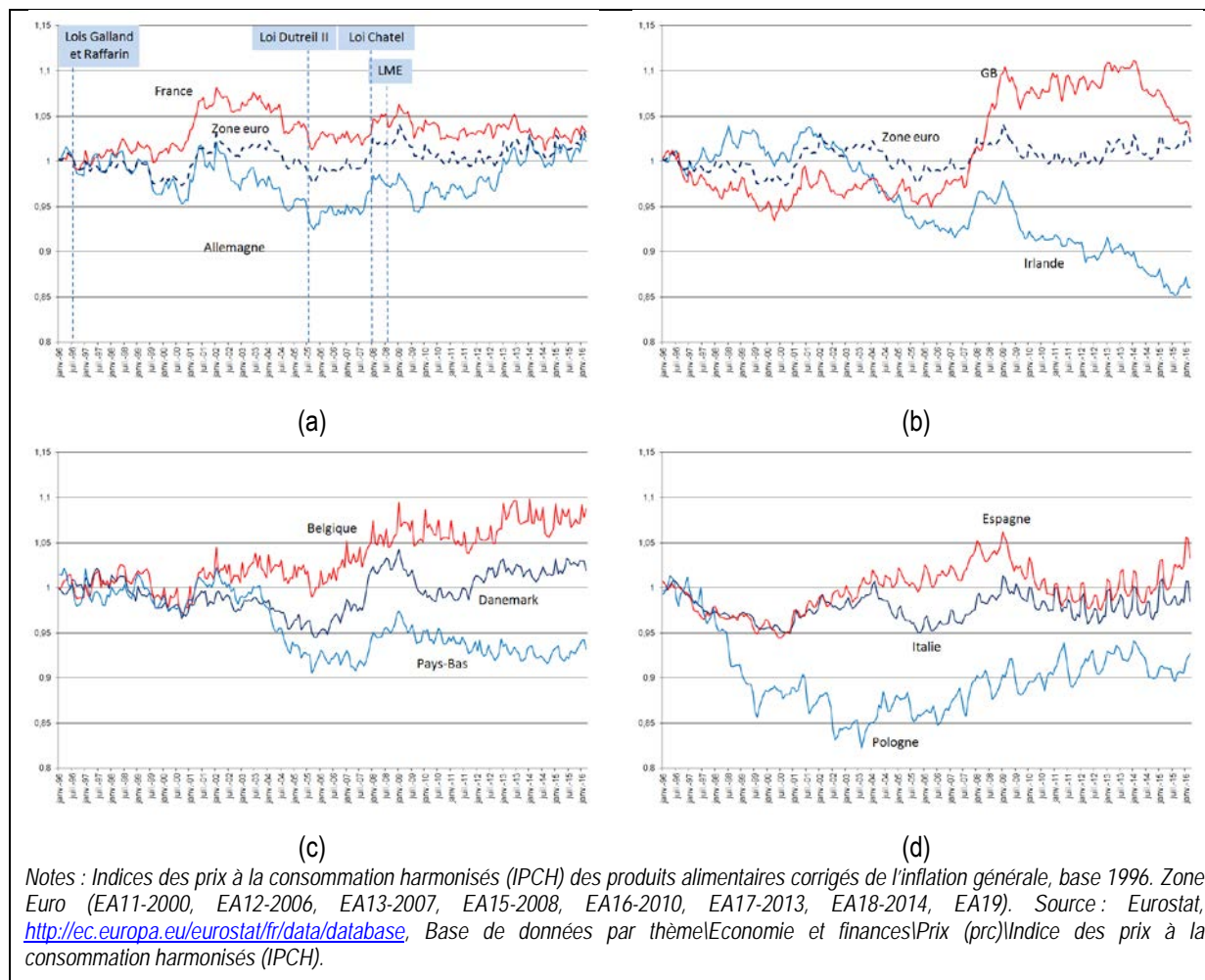
Néanmoins, il nous semble important d'observer la dynamique des prix sur longue période. En effet, les distributeurs peuvent ajuster sur longue période des variations conjoncturelles de prix de la matière première de sorte que les prix à la consommation fluctuent moins que les prix à la production. De plus, les prix des produits vendus au consommateur final ne peuvent pas intégrer pleinement les variations de prix des matières premières. En effet, le coût d'achat des produits animaux n'est qu'une fraction du coût de mise en vente de ces produits de la grande distribution (les autres coûts étant principalement le coût du travail, le coût du capital, le coût en énergie). Si, par exemple, la part des coûts d'achats de produits animaux dans les coûts de production associés à la vente de ces produits représente 50%, alors une baisse de 10% des produits animaux pourra générer une baisse de 5% du prix de vente fixé par le distributeur si celui-ci répercute pleinement la variation du prix, à taux de marge constant.

1.3.4.1 Evolution des prix à la consommation des produits alimentaires

Nous menons ici une analyse de long terme sur l'évolution des prix alimentaires *relatifs*, plus précisément des indices de prix à la consommation harmonisés (IPCH) des produits alimentaires corrigés de l'inflation générale. Une hausse des prix alimentaires relatifs correspond donc à une hausse plus rapide des prix alimentaires que le prix moyen de l'ensemble de l'économie ou à une baisse moins rapide des prix alimentaires que celle observée pour le prix moyen de l'ensemble de l'économie. Ces indices sont calculés à partir de prix relevés dans l'ensemble des circuits de vente, et à ce titre ne reflètent qu'imparfaitement l'évolution des prix dans la grande distribution. A noter également que les données disponibles impliquent que les graphiques ont pour base 100 l'année 1996 pour chaque pays. On compare donc les résultats des années suivantes par rapport à cette référence, l'année 1996, pour chaque pays.

L'évolution des prix à la consommation des produits alimentaires en France, entre janvier 1996 et janvier 2016, est représentée sur la figure 1.3.3.a, ainsi que les évolutions de prix pour l'Allemagne et la Zone Euro. Durant ces vingt dernières années, on constate une augmentation des prix à la consommation (corrigés de l'inflation générale) en France. Or cette inflation est beaucoup moins présente dans la Zone Euro, voire presque nul pour le cas de l'Allemagne. A titre d'exemple, on observe qu'en janvier 2016, les prix à la consommation des produits alimentaires sont plus élevés de 3.94% par rapport à janvier 1996. Le début des années 2000 est particulièrement impacté par cette hausse des prix. S'en suit des périodes de relative baisse des prix entre 2004 et 2008, et plus récemment depuis 2009. Cette forte variabilité des prix s'explique principalement par un cadre réglementaire en perpétuelle évolution au cours de ces vingt dernières années et finalement assez peu par les variations des prix agricoles et des prix des transformateurs. Il convient donc d'avoir à l'esprit que le cadre réglementaire dans le secteur de la distribution peut fortement influencer sur l'intensité concurrentielle entre distributeurs (Biscourp *et al.*, 2013).

Figure 1.3.3. Evolution des prix relatifs à la consommation des produits alimentaires par pays



Au cours de l'été 1996, la France adopte deux réglementations qui vont distordre fortement la concurrence dans le secteur de la distribution : la loi Raffarin³⁰ et la Loi Galland³¹. La Loi Raffarin est votée afin de limiter l'ouverture de nouvelles grandes surfaces, ce qui a eu pour effet de favoriser les distributeurs en place et freiner le développement des hard discounters allemands sur le territoire français. En parallèle est adoptée la Loi Galland dont l'objectif premier est d'assurer un équilibre des rapports de force dans les négociations commerciales entre distributeurs et fournisseurs. Parmi les mesures introduites, il est défini un nouveau seuil de revente à perte qui va conduire indirectement à une déconnexion du prix d'achat sur facture et du prix réellement payé par le distributeur. Cette différence correspondant aux « marges arrières ». Les distributeurs et fournisseurs ne négocient plus alors sur le prix sur facture, mais sur le montant des « marges arrières » qui ne peuvent être répercutées aux consommateurs sous peine de revente à perte.

Suite à l'introduction de ces lois, on constate une hausse notable des prix des produits alimentaires en France que l'on n'observe peu ou pas dans d'autres pays européens (voir figure 1.3.3. b, c et d). Plusieurs lois ont été introduites depuis pour corriger les effets néfastes de la loi Galland. La Loi Dutreil II³² et la loi Châtel³³ ont ainsi redéfini le seuil de revente à perte (introduction des prix dits « double net » et « triple net », respectivement) afin de limiter l'existence des marges arrières. Courant 2008, la Loi de Modernisation de l'Economie³⁴ a quant à elle permis de différencier le cadre de la négociation commerciale (i.e., les conditions générales de vente) selon les

³⁰ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000193678>

³¹ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000560166>

³² <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000452052>

³³ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000606011>

³⁴ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000019283050>

catégories de fournisseurs. Toutes ces inflexions du cadre réglementaire ont permis de restaurer une concurrence plus saine entre distributeurs et ont participé à l'inflexion des prix à la consommation des biens alimentaires au cours de ces dernières années³⁵. Début 2016, on constate ainsi une convergence des évolutions de prix entre la France et ses voisins européens.

1.3.4.2 Evolution des prix à la consommation des produits animaux

Malheureusement, nous n'avons pas de séries de prix par type de produits animaux pour les différents pays européens. Les données à disposition pour une telle comparaison concernent l'indice de prix à la consommation pour la catégorie « *Viande* » et l'indice de prix à la consommation pour la catégorie « *Lait, Fromages et Œufs* ».

Quelle que soit la « catégorie », l'évolution des prix suit l'inflation sur longue période dans la Zone Euro (voir figure 1.3.4.a et figure 1.3.5.a). Pour les 10 pays sélectionnés, l'année 2008, marquée par une forte hausse des prix des matières premières, se traduit par une hausse importante des prix du « *Lait, Fromages et Œufs* » et, dans une moindre mesure, des prix de la « *viande* ». Le Royaume-Uni, pays importateur net en productions animales, se distingue par une forte hausse des prix des produits d'origine animale en 2008 (figure 1.3.4.b et figure 1.3.5.b). Rappelons qu'à partir d'août 2007, la livre sterling s'est fortement dépréciée vis-à-vis des autres monnaies (son taux de change effectif nominal a baissé de plus de 11 % en 2009, voir (Langumier, 2010))³⁶. Si une dépréciation peut être bénéfique pour les exportations, elle peut avoir des effets inflationnistes sur le marché domestique car cela peut renchérir le prix des biens importés. Cela peut expliquer cette hausse des prix des produits d'origine animale chez nos voisins britanniques. Notons que l'Italie, également importateur net en productions animales mais membre de la Zone Euro, n'a pas connu une forte hausse de prix de ses produits animaux.

Si la Zone Euro connaît une relative stabilité des prix de la viande sur 20 ans, la tendance est clairement à la hausse sur longue période en France, contrairement aux pays comme le Danemark, l'Irlande et les Pays-Bas qui se distinguent par une baisse relative importante des prix de la viande. Les prix de la viande devraient baisser en tendance étant donné les tendances de baisse de la consommation de viande dans le temps. D'autres facteurs explicatifs sont donc à rechercher pour expliquer l'importante hausse des prix en France par rapport aux autres pays européens. La situation hexagonale peut s'expliquer par un essoufflement des gains de productivité dans les industries des filières animales et une hausse de la qualité des produits offerts aux consommateurs. La situation de moins en moins concurrentielle dans le secteur de la distribution ainsi que le faible développement du Hard Discount en France peuvent également contribuer à cette hausse relative des prix de la viande. En particulier, le fait que la distribution soit très concentrée au niveau local peut conférer un certain pouvoir de marché à la grande distribution (Turolla, 2016). Cela pourrait ainsi expliquer l'absence de transfert aux consommateurs des baisses de prix de production quand elles ont lieu. Néanmoins, des analyses précises sont requises pour déterminer la contribution de ces différents facteurs explicatifs potentiels.

L'évolution des prix relatifs à la consommation de « *Lait, Fromages et Œufs* » en Europe est différente de celle observée pour les viandes pour la France et le Danemark (voir figure 1.3.5). La France se caractérise par une baisse des prix relatifs des « *Lait, Fromages et Œufs* », contrairement au Danemark. La tendance à la baisse des prix dans ce secteur est liée à la baisse des prix du lait engendré par les réformes successives de la politique laitière européenne depuis la fin des années 1990. Alors que l'impact de la flambée des prix des matières premières sur le prix du lait est bien marqué en 2008 pour l'ensemble des pays, l'impact des réformes de la politique laitière l'est moins. On peut ainsi observer des effets plus ou moins forts sur les prix à la consommation entre pays en raison d'un impact de la réforme différencié selon les produits finaux et le profil de consommation. Enfin, les différences d'évolution peuvent également être expliquées par des niveaux d'inflation différents d'un pays à l'autre, les indices de prix présentés étant des prix déflatés.

³⁵ Parmi les facteurs explicatifs de cette baisse en France, il convient de souligner l'importance de la « guerre des prix » initiée par l'enseigne Géant Casino en 2013.

³⁶ http://www.insee.fr/fr/indicateurs/analys_conj/archives/juin2010_d2.pdf.

Figure 1.3.4. Evolution des prix relatifs à la consommation de « viande » par pays

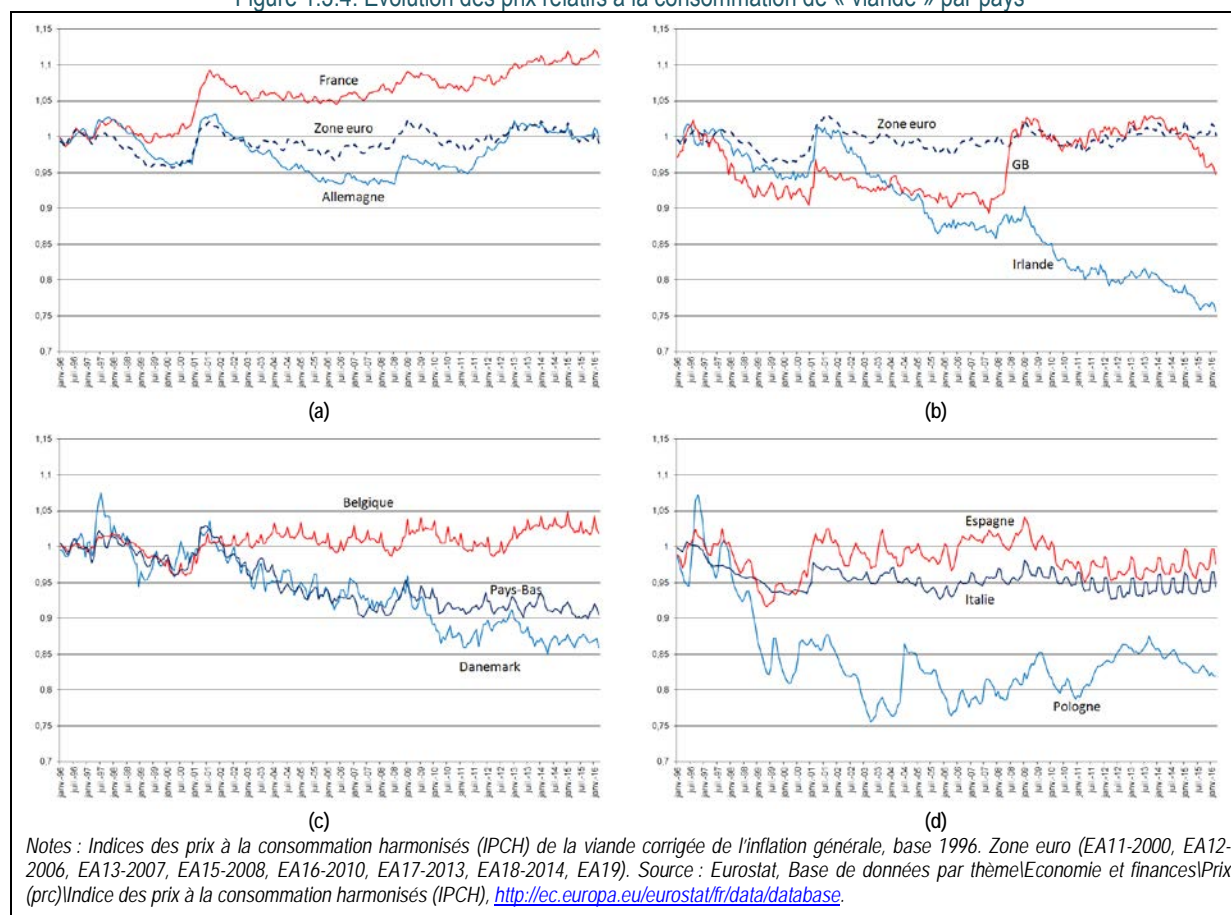
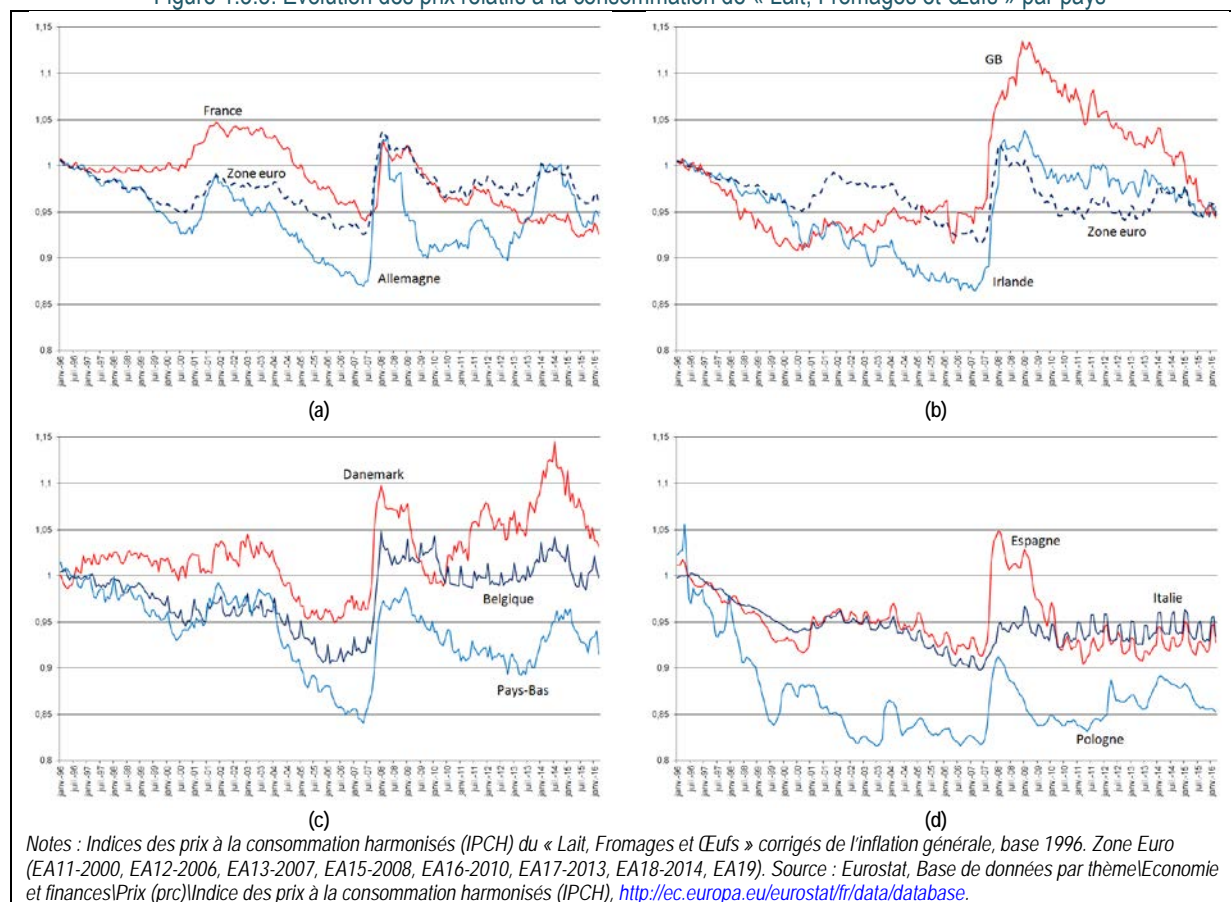


Figure 1.3.5. Evolution des prix relatifs à la consommation de « Lait, Fromages et Œufs » par pays



1.3.5 Evolution des prix à la consommation et à la production des produits issus des productions animales en France

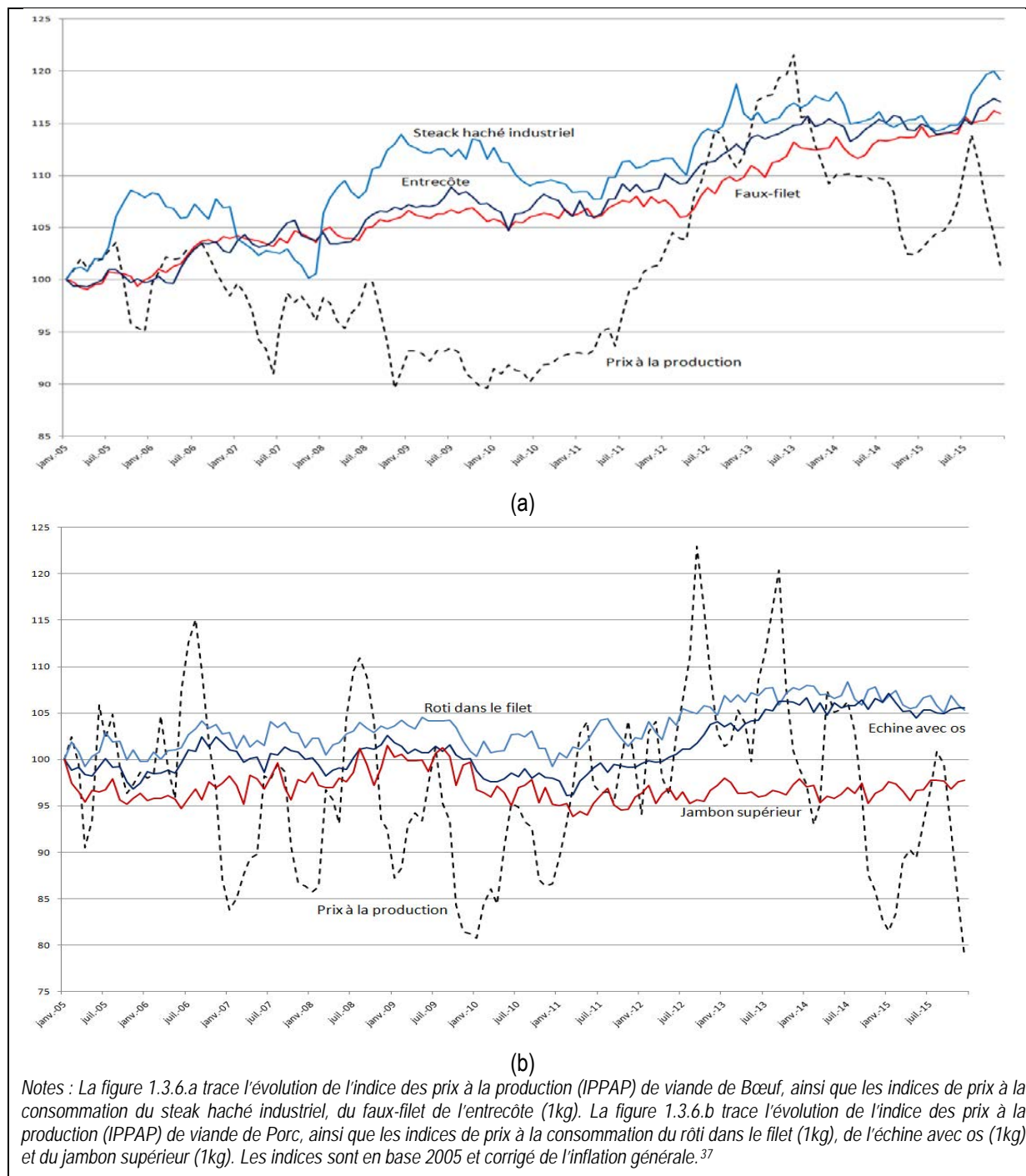
Ne pouvant pas observer l'évolution conjointe des prix à la production d'animaux et des prix à la consommation de produits issus de ces animaux à un niveau relativement fin à l'échelle de l'Europe, nous focalisons notre analyse sur le cas de la France. Nous présentons dans la figure 1.3.6.a l'évolution de l'indice des prix relatifs à la production de viande de bœuf, ainsi que les indices de prix relatifs à la consommation de trois produits issus du bœuf (le steak haché industriel, le faux-filet et l'entrecôte) entre 2005 et 2015. Si, sur une période de 10 ans, le prix relatif à la production de bœuf est resté relativement stable en dépit de larges fluctuations, les prix relatifs à la consommation du steak haché industriel, du faux-filet et de l'entrecôte ont augmenté entre 15 et 20%.

La dynamique est différente pour l'indice des prix relatifs à la production de la viande porcine et les indices de prix relatifs à la consommation de trois produits issus du porc (rôti dans le filet, échine avec os et jambon supérieur) entre 2005 et 2015 (voir figure 1.3.6.b). Sur une période de 10 ans, le prix relatif à la production de porc suit une évolution de long terme légèrement négative, tout comme le prix à la consommation du jambon supérieur. En revanche, les prix relatifs à la consommation de produits frais issus du porc comme le rôti dans le filet et l'échine avec os ont augmenté de l'ordre de 5% en 10 ans.

Pour les produits laitiers, nous avons reporté l'évolution du prix relatif à la production du lait de vache et du prix relatif à la consommation de huit produits issus du lait dans la figure 1.3.7. Tout d'abord, les prix relatifs à la production fluctuent fortement mais la tendance sur 10 ans demeure quasiment stable. Les prix relatifs à la consommation des principaux yaourts et principaux fromages ont tendance à diminuer, contrairement au lait UHT.

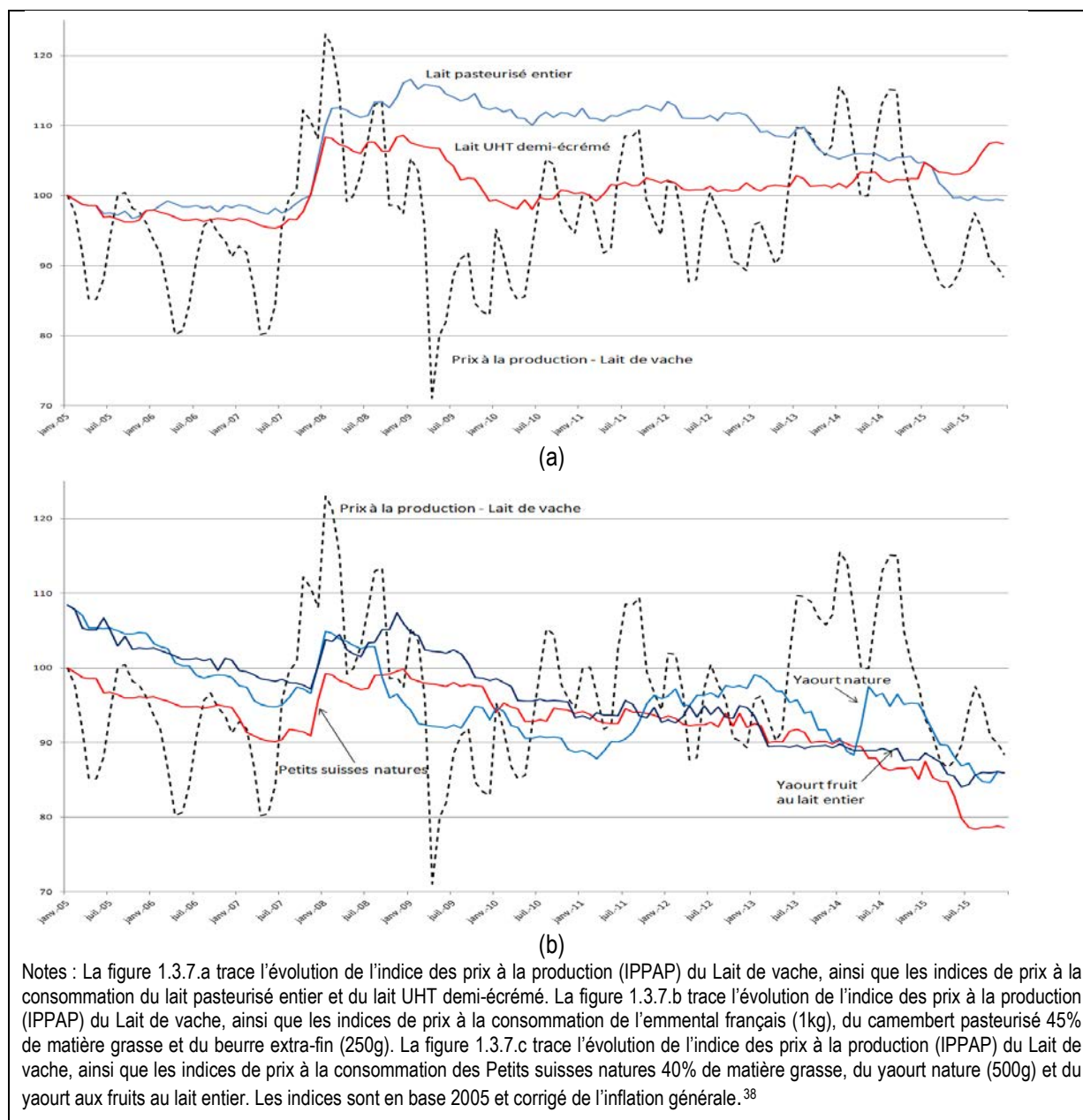
Enfin, il convient de noter que les tendances de long terme diffèrent des tendances que l'on pourrait observer à plus court terme. A long terme, les stratégies des distributeurs ne suivent pas toujours les tendances des prix à la production sur le long terme (exemple des produits issus du bœuf par exemple). Si les variations de prix sont répercutés à court terme, à long terme les répercussions sont moins évidentes à observer. Par exemple, sur les produits du porc, les changements de prix observés à court terme en 2006 n'ont pas été répercutés sur le long terme.

Figure 1.3.6. Evolution des prix relatifs à la production et à la consommation (a) du « Bœuf » et (b) du « Porc » en France



³⁷ Source : Insee, <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/> (Indices et séries chronologiques/Banque de données macro-économique/ Prix et indices de prix/ Indices de prix ou de coût de production et indices de prix d'importation / Agriculture / Prix agricoles à la production (IPPAP) et Indices et séries chronologiques/Banque de données macro-économique/ Prix et indices de prix/ Prix et indices de prix à la consommation / Prix moyen de vente de détail).

Figure 1.3.7. Evolution des prix *relatifs* à la production du « Lait de vache » (a) et à la consommation du « Lait, Beurre, Fromage, Yaourt » (b) en France



³⁸ Source : Insee, <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/> (Indices et séries chronologiques/Banque de données macro-économique/ Prix et indices de prix/ Indices de prix ou de coût de production et indices de prix d'importation / Agriculture / Prix agricoles à la production (IPPAP) et Indices et séries chronologiques/Banque de données macro-économique/ Prix et indices de prix/ Prix et indices de prix à la consommation / Prix moyen de vente de détail).

1.3.6 Conclusion

La grande distribution est un maillon essentiel des filières animales. Jusqu'à 80% des achats alimentaires sont effectuées en GMS et Hard Discount en France. La structuration de la distribution varie fortement entre les pays. Ainsi si la part des GMS est prédominante en France et au Royaume-Uni, c'est le Hard Discount qui est le format numéro un en Allemagne.

Une autre caractéristique importante de ce secteur est le développement des marques de distributeur tant dans les GMS que via le développement des hard discounters dans le temps. Selon les produits, le taux de pénétration peut être très important. Il est prépondérant pour la viande fraîche mais il est également très fort pour certains produits transformés telle que la charcuterie ou la crèmerie avec plus de la moitié des parts de marché.

Il convient également de noter que si le secteur de la distribution est très concentré au niveau national en Europe, le niveau de concentration de la grande distribution est hétérogène d'un pays à l'autre. La France se situe dans la moyenne de l'Europe. Le degré de concentration est particulièrement élevé en Irlande et aux Pays-Bas. Cependant la concentration semble bien plus concentrée en France au niveau local. Ces dernières années, on assiste également à un fort mouvement de concentration au niveau des groupements d'achat qui devraient renforcer le pouvoir de négociation de la grande distribution. Pour l'instant, seule les marques nationales sont concernées et les produits frais ainsi que les MDD ne font pas partie des produits négociés par ces grosses centrales. Cependant, cela devrait avoir des répercussions sur les produits transformés de viande qui, selon les produits animaux, peuvent représenter une part non négligeable des produits. L'impact de la concentration des centrales d'achat devrait être mieux étudié dans le futur.

Enfin, du fait de la concentration de la grande distribution, il est à penser que la grande distribution peut avoir des impacts forts sur les prix aux consommateurs. En France, cet effet semble présent et les différentes réglementations dans ce secteur semblent avoir influencé l'évolution des prix à long terme. Ainsi les prix à la consommation ont augmenté en dépit d'une stagnation ou d'une baisse des prix à la production notamment dans le cas de la viande de bœuf alors que l'on ne retrouve pas cette évolution pour d'autres pays européens mais les réglementations récentes semblent avoir permis de limiter cette évolution en fin de période. Nous avons également vu que les prix à la consommation ne suivent pas toujours sur le long terme les tendances des prix à la production pour les produits issus du bœuf et du porc.

Il faut cependant rester prudent sur l'interprétation des évolutions de prix et de transmission des prix. Des études plus précises sont nécessaires pour analyser les marges et les déterminants de ces marges ainsi que pour mieux comprendre la transmission des prix dans les filières animales. Les travaux existants sont peu nombreux et sont synthétisés dans le chapitre 5. Des données fines sont pour cela nécessaires. En particulier, une meilleure compréhension des disparités des situations d'un pays à l'autre et d'un produit à l'autre permettrait de mieux comprendre le rôle de la distribution dans la valorisation des produits de l'élevage et dans la répartition de la valeur dans les filières.

Références bibliographiques

Allain, M.-L.; Chambolle, C.; Turolla, S.; Villas-Boas, S., 2013. *The Impact of Retail Mergers on Food Prices: Evidence from France*: Centre de Recherche en Economie et Statistique, Working Papers.

<http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00920460>

Biscourp, P.; Boutin, X.; Vergé, T., 2013. The Effects of Retail Regulations on Prices: Evidence from the Loi Galland. *The Economic Journal*, 123 (573): 1279-1312.

<http://dx.doi.org/10.1111/econj.12045>

Bontemps, C.; Orozco, V.; Réquillart, V., 2008. Private Labels, National Brands and Food Prices. *Review of Industrial Organization*, 33 (1): 1-22.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11151-008-9176-x>

Cheptea, A.; Emlinger, C.; Latouche, K., 2015. Multinational Retailers and Home Country Food Exports. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (1): 159-179.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aau017>

EY; Cambridge Econometrics Ltd.; Arcadia International, 2014. *Economic Impact of modern retail on choice and innovation in the EU food sector. Final report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 452 p.

<http://dx.doi.org/10.2763/77405>

FranceAgriMer, 2016. *Observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires. Rapport au Parlement*, 261 p.

<http://observatoire-prixmarges.franceagrimer.fr/Lists/Liste%20Rapports%20au%20Parlement%20et%20Lettres/Attachments/19/rapport-obs-vdef.pdf>

Langumier, F., 2010. Les évolutions récentes de l'inflation au Royaume-Uni : so British ? *Note de conjoncture*: 35-50.

http://www.insee.fr/fr/indicateurs/analys_conj/archives/juin2010_d2.pdf

Turolla, S., 2016. Spatial Competition in the French supermarket industry. *Annals of Economics and Statistics*, (121-122).

1.4 Les industries agro-alimentaires des filières animales. Comparaison européenne*

Zohra Bouamra-Mechemache, Carl Gagné, Stéphane Turolla

1.4.1 Introduction

Les services économiques rendus par l'élevage ne peuvent être analysés sans étudier les industries de transformation des filières animales. Pour atteindre le consommateur final, les acteurs de la transformation sont fortement impliqués. Dans le secteur des viandes, si l'activité de première transformation (abattage et découpe) est importante quelle que soit la filière, la seconde transformation (industrie de salaison, de charcuterie et de conservation de la viande) est plus ou moins développée selon le type de cheptel. Comme le rappelle FranceAgriMer, la seconde transformation est un maillon important dans la filière porcine, où environ 70% du volume abattu est transformé (essentiellement en charcuterie) et est moins développée dans la filière bovine (environ 200 000 *tec*³⁹ de viande bovine transformée, soit environ 15% des bovins abattus). Dans le secteur du lait, l'industrie de la transformation est essentielle (le lait est valorisé principalement sous forme de poudre de lait, de fromage, le lactosérum, ...) (FranceAgriMer, 2014).

Dans ce chapitre, nous comparons la situation des industries des filières animales de pays de l'Union Européenne. Depuis le début du XX^e siècle, les filières françaises de la transformation des productions animales peinent à maintenir leur part de marché en France et à l'étranger. Le poids de la France dans les exportations en productions animales de l'Union Européenne a fortement baissé depuis 2000 tandis que ceux des Pays-Bas et de l'Allemagne s'améliorent (voir tableau 1.4.1). Ces trois exemples montrent bien l'existence de trajectoires différenciées au sein de l'UE, alors que ces pays font face à un même contexte mondial (libéralisation des marchés, concurrence plus vive en provenance des pays émergents et montée en puissance des normes publiques et privées).

Tableau 1.4.1 Parts de marché des pays dans les exportations en productions animales de l'UE

Pays	Export. extra-UE		Export. totales	
	2000	2014	2000	2014
Allemagne	10,7%	14,5%	16,5%	19,1%
Belgique	4,0%	4,5%	9,6%	7,1%
Danemark	17,9%	8,5%	9,7%	6,5%
Espagne	2,3%	6,2%	4,2%	5,7%
France	17,9%	15,3%	17,6%	12,5%
Irlande	7,2%	3,2%	6,2%	5,4%
Italie	4,4%	5,2%	4,2%	4,8%
Pays-Bas	18,1%	20,5%	18,3%	16,2%
Pologne	2,7%	5,3%	1,2%	5,7%
Royaume-Uni	6,4%	4,4%	5,1%	4,4%
UE-28	12 601	27 656	57 002	112 546

Notes : la colonne « Export. Extra-UE » reporte pour les années 2000 et 2014 la part de marché d'un pays dans les exportations hors UE en production animale. La colonne « Export. totales » reporte pour les années 2000 et 2014 la part de marché d'un pays dans les exportations totales des pays de l'UE. Source : Eurostat-Comext / Traitement Inra SMART-LERECO.

Le coût horaire du travail est souvent mis en avant en France pour expliquer le ralentissement de son industrie des viandes. L'essor de l'Allemagne dans cette branche d'activité serait lié à son faible coût du travail. Or, les Pays-Bas, qui se singularisent par un coût du travail plus élevé qu'en France dans l'industrie des viandes, n'a pas

* Les auteurs tiennent à remercier vivement Sylvain Cariou et Cécile Leroy pour la constitution et l'exploitation des bases de données.

³⁹ *tec* : tonne équivalent carcasse. Cette unité permet d'agréger des données concernant des animaux vivants et des viandes sous différentes formes.

connu un tel niveau d'essoufflement de son industrie des viandes (voir tableau 1.4.1). De même, si l'Italie a un coût du travail comparable à celui de la France dans cette industrie, notre voisin transalpin voit son poids dans les exportations EU augmenter dans les quatre grandes filières animales (voir tableau 1.4.2). Si le coût du travail peut conditionner la compétitivité d'une filière, d'autres facteurs explicatifs sont au moins aussi importants. La capacité d'une industrie d'un pays à acquérir des parts de marché dépend de trois grands facteurs économiques : (i) le *contexte macro-économique* (comprenant le coût unitaire du travail mais aussi la fiscalité, l'état de la demande, les réglementations liées aux marchés du travail, les normes publiques appliquées aux produits agricoles et aux modes de production comme l'autorisation ou non d'hormones de croissance, de protéine d'origine animale dans l'alimentation animale, etc.) ; (ii) l'*organisation d'une filière* (le degré de concurrence, le nature des relations entre le secteur agricole et la grande distribution, le degré d'intégration horizontale et verticale, la taille des entreprises, la gouvernance, la localisation) ; (iii) les *stratégies industrielles* (le choix de technologie, la qualité des produit, la croissance interne/externe, les économies d'échelle, la recherche et développement).

Tableau 1.4.2. Parts de marché des pays dans les exportations totales (intra- et extra-UE) par filière

Pays	Lait		Bovin		Porcin		Volaille	
	2000	2014	2000	2014	2000	2014	2000	2014
Allemagne	21,8%	20,3%	16,5%	12,7%	10,1%	23,2%	9,5%	14,8%
Belgique	9,6%	7,5%	6,9%	5,5%	12,3%	6,9%	9,1%	7,8%
Danemark	6,3%	4,8%	3,9%	2,7%	25,6%	15,2%	3,9%	3,0%
Espagne	2,5%	2,7%	5,5%	4,4%	7,6%	13,7%	2,7%	3,2%
France	17,8%	15,5%	25,5%	16,3%	9,4%	5,7%	26,2%	10,8%
Irlande	5,5%	4,8%	14,0%	15,8%	2,4%	2,4%	3,0%	2,6%
Italie	4,7%	5,4%	3,2%	4,2%	5,2%	5,5%	2,4%	2,8%
Pays-Bas	17,8%	16,9%	16,9%	16,1%	17,6%	10,7%	28,0%	23,8%
Pologne	1,0%	4,2%	1,5%	7,5%	0,9%	4,9%	1,7%	11,8%
Royaume-Uni	5,0%	4,4%	0,4%	4,0%	2,7%	1,6%	6,4%	5,1%
UE-28	26 461	54 777	8 128	12 912	12 606	25 012	6 537	14 438

Source : Eurostat-Comext / Traitement Inra SMART-LERECO.

Les statistiques structurelles sur les entreprises de l'Union Européenne (*Structural Business Statistics*) d'Eurostat ne nous permettent pas en revanche de réaliser une analyse fine de différents indicateurs de compétitivité par pays et par industrie. Néanmoins, cette base de données, qui est l'unique source permettant une comparaison entre pays européen à un niveau sectoriel suffisamment détaillé (code NACE à 3 ou 4 chiffres), nous informe sur des grands indicateurs permettant une première appréciation des différences au sein d'une industrie entre les pays de l'UE, comme le chiffre d'affaires total (CA), le nombre d'entreprises (Nb), le nombre de salariés en équivalent temps plein (EFF), la productivité du travail (CA/EFF), la valeur ajoutée (VA), le coût du travail (CT), les charges sociales (CS), l'investissement (INV), l'excédent brut d'exploitation (EBE)⁴⁰. La présentation et l'analyse des résultats sont réalisées dans la section 1.4.3.

Par ailleurs, pour approfondir notre analyse des industries des filières animales, nous mobilisons des données statistiques annuelles disponibles en France sur l'ensemble des entreprises implantées sur le territoire français (dispositif ESANE). Nous effectuons une analyse des performances des entreprises françaises selon leur taille dans la section 1.4.4.

⁴⁰ La valeur ajoutée est définie comme le solde de la valeur de production diminué de la valeur de la consommation intermédiaire et est exprimée au coût des facteurs, c'est-à-dire comme la valeur ajoutée brute au prix du marché diminuée du solde des impôts et subventions sur les produits et sur la production. Le coût du travail est le coût salarial pour l'employeur, défini comme la somme du salaire brut et des cotisations de sécurité sociale de l'employeur. L'excédent brut d'exploitation désigne la valeur résiduelle de la valeur ajoutée nominale (amortissements et impôts inclus) après déduction de la masse salariale. L'investissement correspond à l'investissement brut au cours de la période de référence en biens corporels, à savoir tous les biens corporels neufs ou usagés achetés auprès de tiers ou produits pour compte propre et dont la durée d'utilisation est supérieure à un an.

1.4.2 De quoi parlons-nous ?

Avant de donner et analyser les statistiques descriptives, nous précisons que nous travaillons sur l'industrie des viandes et des produits laitiers, ce qui exclut d'une part la production de matière agricole brute comme la production d'animaux et de lait et, d'autre part, les produits transformés dans les exploitations agricoles. Le secteur de la transformation réunit deux fonctions principales : (i) le *fractionnement* visant à déstructurer la matière première agricole (le bétail et le lait pour les filières animales) et (ii) l'*assemblage* visant à reconstituer un aliment consommable pour le marché final. Ces fonctions sont réalisées sous deux principales contraintes : (i) conserver et préserver les nutriments essentiels pour pouvoir assurer leur disponibilité toute l'année (*contraintes techniques*) et (ii) respecter des normes environnementales, sanitaires et sociales (*contraintes réglementaires*). Ces contraintes réglementaires sont définies par les pays, comme les normes sanitaires et phyto-sanitaires ou les barrières non techniques qui sont très présentes dans les filières animales (Gagné and Larue, 2016; Smith, 2009). Des entreprises (souvent des groupes d'envergure internationale) imposent également des normes dites privées à leur fournisseurs (Latouche and Chevassus-Lozza, 2015).

Au sein de l'UE, les industries des filières animales (lait, viandes, aliment pour bétail) réalisent un chiffre d'affaires d'environ 400 milliards d'euros en 2013 et emploient plus d'un million de salariés (voir tableau 1.4.3). Les industries des filières animales se caractérisent par un taux moyen de valeur ajoutée (VA/CA) proche de 13% et réinvestissent la moitié de leurs profits bruts (EBE) dans de l'investissement en biens corporels (INV).

Tableau 1.4.3 : Les industries des viandes et des produits laitiers de l'UE-28 en 2013

Industries	CA ^a	Nb	EFF	VA ^a	EBE ^a	INV ^a
Transformation et conservation de la viande de boucherie	97,384	9 683	252 625	10,202	2,513	1,352
Transformation et conservation de la viande de volaille	33,856	1 745	124 629	4,258	1,043	0,709
Préparation de produits à base de viande	82,283	24 853	389 020	15,341	4,870	2,275
Exploitation de laiteries et fabrication de fromage	124,083	9 209	269 389	16,263	6,626	3,647
Fabrication de glaces et sorbets	6,161	2 852	35 078	1,645	0,512	0,291
Fabrication d'aliments pour animaux de ferme	54,786	3 731	74 620	5,324	2,553	1,015
Total	398,552	52 073	1 145 361	53,033	18,118	9,289

Source : Eurostat - a : en milliards d'euros

S'il existe de très nombreuses entreprises dans les industries du lait et de la viande, celles-ci sont dominées par des grands groupes d'envergure mondiale. Le groupe suisse Nestlé est le leader mondial de l'industrie du lait, suivi par les groupes français Lactalis et Danone avec près de 15 milliards chacun de chiffre d'affaires lié aux produits laitiers (voir tableau 1.4.4). Ces trois acteurs dominent le marché du lait non seulement au niveau européen mais aussi au niveau mondial. Dans l'industrie de la viande, les grands groupes mondiaux ne sont pas européens⁴¹. Néanmoins les groupes Danish Crow et Vion demeurent des acteurs majeurs à l'international dans le secteur des viandes (notamment dans le secteur porcin), avec un chiffre d'affaires respectivement d'environ 8 et 4,6 milliards, selon leur rapport annuel 2015. Les groupes français Bigard et LDC dominent les marchés de la viande bovine et de volaille en termes de volume⁴². Selon leurs rapports d'activité, leur chiffre d'affaires atteint en 2015 4,3 milliards pour Bigard, le numéro un du bœuf, et 3 milliards pour LDC, le numéro un de la volaille. Le leader français du secteur porcin, la coopérative Cooperl, est quatre fois plus petit que les deux leaders européens du secteur mais réalise en 2014 un chiffre d'affaires de 2 milliards. Notons également que si les grands groupes des Pays-Bas et de l'Allemagne ne sont pas leaders dans au moins une des quatre grandes filières animales, ils sont présents dans l'ensemble des branches d'activité.

⁴¹Il s'agit notamment du groupe brésilien *JBS* (spécialisé dans le bœuf), des groupes *Tyson* (spécialisé dans la volaille) et *Cargill* (spécialisé dans le bœuf) des Etats-Unis et du groupe *Smithfield* (spécialisé dans le porc) qui est désormais détenu par le groupe chinois *WH*.

⁴² Nous ne disposons pas des chiffres d'affaires par branche d'activité des sociétés intervenant dans le secteur de la viande.

Tableau 1.4.4. Top 10 dans les industries de la viande et du lait de l'UE

Rang	Bovin			Porc			Volaille			Lait		
	Nom	Pays	Vol	Nom	Pays	Vol	Nom	Pays	Vol	Nom	Pays	CA
1	Bigard	FR	500	Danish Crow	DK	1888	LDC	FR	558	Nestlé	SU	20,9
2	Vion	NL	441	Vion	NL	1854	Doux	FR	450	Lactalis	FR	14,7
3	Irish food process	IE	342	Tönnies	DE	1414	Plukon food	NL	416	Danone	FR	14,6
4	Inalca	IT	195	Westfleisch	DE	622	Veronesi	IT	400	Friesland	NL	11,1
5	Van Drie	NL	180	Cooperl	FR	470	Moy park	UK	355	Arla foods	NL	10,3
6	Terrena	FR	170	Bigard	FR	441	Two sisters food	UK	353	Unilever	NL	5,8
7	Danish Crow	DK	154	Cecab	FR	292	Heidemark	DE	340	Sodiaal	FR	5,4
8	Dunbia	UK	136	Ghinzili	IT	245	PHW	DE	335	DMK	DE	5,3
9	SVA	FR	133	HK scan	FI	238	Amadori	IT	293	Muller	DE	3,8
10	Tönnies	DE	132	Battalé-Juia	ES	201	Sada PA SA	ES	267			

Source : Pour les filières de la viande, *Gira compilations and estimates*. En milliers de tec pour l'année 2011. Pour le secteur du lait, chiffre d'affaires en milliards d'euros issus de la branche d'activité « lait » des entreprises en 2014, estimé par Rabobank (Rabobank, 2015).
 Note : les groupes Arla food et Unilever sont également détenus par des capitaux suédois et britanniques respectivement.

1.4.3 Une forte hétérogénéité entre les pays

A partir des données Eurostat⁴³, nous analysons les trois principaux secteurs de l'industrie des viandes (*Transformation et conservation de la viande de boucherie*, *Transformation et conservation de la viande de volaille*, *Préparation de produits à base de viande*) et les deux principaux secteurs de l'industrie des produits laitiers (*Exploitation de laiteries et fabrication de fromage* et *Fabrication de glaces et sorbets*)⁴⁴. Nous avons retenu la moyenne 2011-2013, pour gommer les effets de conjoncture.

1.4.3.1 Des écarts de coûts de travail, mais également des écarts importants de productivité du travail

Les écarts de salaire sont souvent mis en avant pour expliquer la perte de compétitivité des industriels français de la viande. Qu'en est-il réellement ? Tout d'abord, précisons que le coût du travail (salaires, traitement et charges sociales) dans les industries des filières animales en France pèse en moyenne entre 10 et 20% des charges totales d'exploitation, qui incluent le coût du travail, les consommations intermédiaires, les amortissements, les impôts et taxes d'exploitation (Gagné and Le Mener, 2014). L'achat de biens intermédiaires par les industries de transformation de la viande et du lait est de loin le premier poste de dépenses. Néanmoins, dans des marchés très concurrentiels, des faibles écarts de coût peuvent se traduire par des écarts importants de part de marché.

Dans les industries de la transformation et conservation de la viande de boucherie et de volaille, la France réalise le chiffre d'affaires le plus élevé, juste devant l'Allemagne (tableau 1.4.5 et tableau 1.4.6). La valeur ajoutée y est également bien plus élevée que dans les autres pays européens. En revanche, le taux de valeur ajoutée (valeur ajoutée divisée par le chiffre d'affaires) atteint des valeurs plus élevées en Espagne pour l'industrie des viandes bovines et au Royaume-Uni pour les deux industries des viandes. L'interprétation du taux de valeur ajoutée est délicate car une part élevée de la valeur ajoutée dans le chiffre d'affaires peut traduire des produits de qualité supérieure ou un pouvoir de marché élevé (capacité à fixer des prix de vente relativement élevés ou des prix d'achat des matières premières relativement bas). L'Allemagne et les Pays-Bas, qui ont bénéficié de fortes hausses de leurs exportations, se distinguent par des taux de valeur ajoutée parmi les plus faibles. Ces

⁴³ <http://ec.europa.eu/eurostat/fr/home>

⁴⁴ Nous n'analysons pas ici le secteur de la fabrication d'aliments pour animaux de ferme, cette industrie se situant à l'amont des élevages. L'hétérogénéité de cette branche d'activité entre les pays est plus faible par rapport aux industries aval des filières animales. Les tailles moyennes des entreprises, la productivité du travail et le coût moyen du travail sont relativement proches (voir Annexe 1.7). La France se distingue par son niveau de taux de valeur ajoutée, qui est le plus faible par rapport à celui des principaux producteurs de l'UE.

indicateurs suggèrent également que si la France crée davantage de valeur ajoutée (par rapport au chiffre d'affaires), cela ne se traduit pas par un taux d'EBE (voir la colonne EBE/CA) plus élevé que celui observé pour l'Allemagne ou les Pays-Bas. De manière générale, la France se caractérise par un des plus bas taux d'EBE (de l'ordre de 1%) dans les industries de viande de boucherie et de volaille. La différence entre la VA et l'EBE correspond à la rémunération des salariés à laquelle on ajoute les autres impôts sur la production et les subventions d'exploitation. Un taux d'EBE faible pour la France peut donc s'expliquer par des charges salariales par travailleur élevées (CT/EFF) et/ou une productivité du travail (CA/EFF) faible.⁴⁵

Tableau 1.4.5. Transformation et conservation de la viande de boucherie (moyenne 2011-2013)

Pays	CA	Nb	CA /Nb	EFF	CA/ EFF	VA	VA /CA	EBE	EBE /CA	CT	CT/ EFF	CS /CT	CT /VA	INV /VA
BE	3704	480	7,72	5112	0,72	338	0,09	95	0,03	173	0,03	0,41	0,51	0,20
DE	16453	977	16,83	22760	0,72	1181	0,07	431	0,03	622	27327	0,21	0,53	0,11
DK	4815	100	48,31	9833	0,49	740	0,15	148	0,03	526	53543	0,13	0,71	0,14
ES	9855	1001	9,84	31372	0,31	1282	0,13	389	0,04	709	22613	0,26	0,55	0,14
FR	18540	1272	14,58	46634	0,40	2283	0,12	243	0,01	1428	30617	0,43	0,63	0,12
IE	3887	72	54,36	8383	0,46	452	0,12	192	0,05	228	27204	0,14	0,50	0,11
IT	11733	1491	7,87	18895	0,62	1047	0,09	273	0,02	562	29730	0,38	0,54	0,09
NL	4479	319	14,04	4253	1,05	282	0,06	83	0,02	159	37396	0,25	0,56	0,12
PO	5691	1417	4,02	44071	0,13	663	0,12	270	0,05	323	0,01	0,22	0,49	0,23
UK	7329	341	21,51	17336	0,42	964	0,13	429	0,06	485	0,03	0,10	0,50	0,12
UE28	95556	11514	8,30	nc	nc	10672	0,11	2974	0,03	5997	nc	0,28	0,56	0,14

Notes : CA correspond au chiffre d'affaires total de l'industrie (en millions d'euros), Nb au nombre total d'entreprises, EFF au nombre total de salariés en équivalent temps plein, VA à la valeur ajoutée totale (en millions d'euros), EBE à l'excédent brut d'exploitation total (en millions d'euros), CT au coût du travail total (en millions d'euros), CS aux charges sociales totales (en milliards d'euros), et INV à l'investissement total (en millions d'euros). Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

Tableau 1.4.6. Transformation et conservation de la viande de volaille (moyenne 2011-2013)

Pays	CA	Nb	CA /Nb	EFF	CA/ EFF	VA	VA /CA	EBE	EBE /CA	CT	CT/ EFF	CS /CT	CT /VA	INV /VA
BE	1206	115	10,52	1537	0,78	115	0,10	41	0,03	52	0,03	0,43	0,45	0,18
DE	4727	91	52,13	9706	0,49	344	0,07	55	0,01	238	0,02	0,21	0,69	0,39
DK	nc	5	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
ES	2542	152	16,72	8187	0,31	326	0,13	96	0,04	175	0,02	0,31	0,54	0,15
FR	6643	423	15,71	23296	0,29	998	0,15	87	0,01	653	0,03	0,40	0,65	0,15
IE	292	11	26,51	1304	0,22	41	0,14	0	0,00	36	0,03	0,13	0,89	0,14
IT	2169	121	17,93	7499	0,29	315	0,15	58	0,03	199	0,03	0,29	0,63	0,13
NL	2780	47	58,74	2823	0,98	258	0,09	114	0,04	116	0,04	0,24	0,45	0,16
PO	3293	234	14,09	22063	0,15	359	0,11	144	0,04	174	0,01	0,23	0,49	0,20
UK	4907	102	48,10	23140	0,21	835	0,17	198	0,04	574	0,02	0,11	0,69	0,14
UE28	33445	1766	18,94	nc	nc	4286	0,13	1000	0,03	nc	nc	nc	nc	0,18

Notes : CA correspond au chiffre d'affaires total de l'industrie (en millions d'euros), Nb au nombre total d'entreprises, EFF au nombre total de salariés en équivalent temps plein, VA à la valeur ajoutée totale (en millions d'euros), EBE à l'excédent brut d'exploitation total (en millions d'euros), CT au coût du travail total (en millions d'euros), CS aux charges sociales totales (en millions d'euros), et INV à l'investissement total (en millions d'euros). Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

⁴⁵ En l'absence d'impôt et de subventions, le taux d'EBE correspond à $VA/CA - CT/CA$ ou, de manière équivalente, à $VA/CA - [(CT/EFF)/(CA/EFF)]$. Ainsi, une productivité du travail (CA/EFF) élevée améliore le taux d'EBE.

Une autre caractéristique importante de ces deux filières en France tient à son nombre relativement élevé d'entreprises par rapport aux autres pays se traduisant par un chiffre d'affaires moyen (par entreprise), se situant parmi les plus bas en Europe. Les données européennes ne permettent pas d'aller plus loin dans l'analyse des implications de la relative faiblesse de la taille des entreprises françaises de ces secteurs en termes de compétitivité mais une analyse plus argumentée est présentée dans la section 1.4.4 pour la France.

Si les données Eurostat concernant les industries de la transformation et conservation de la viande de boucherie et de volaille confirment bien que la France a un coût du travail par travailleur (voir la colonne CT/EFF) plus élevé qu'en Allemagne (de l'ordre de 10% et 16%) en raison notamment d'un poids plus important des charges sociales (voir la colonne CS/CT), elle souffre surtout d'un écart important de productivité du travail par rapport à ses principaux concurrents comme l'Allemagne, le Danemark et les Pays-Bas (voir la colonne CA/EFF). L'Allemagne bénéficie en effet d'un ratio chiffre d'affaires par travailleur qui est largement plus élevé que celui de la France (de l'ordre de 75%). Cet écart important de productivité du travail peut expliquer la baisse des parts de marché des industries françaises de la viande de boucherie et de volaille au profit des industries allemandes. Ce retard de productivité peut provenir de la taille relativement faible des entreprises françaises ne permettant pas d'exploiter des économies d'échelle et/ou de technologies plus anciennes de transformation et production. L'introduction d'un salaire minimum en Allemagne et la mise en œuvre du CICE en France conduisant à une réduction de l'écart du coût du travail entre les deux pays ne devrait pas avoir d'effet important sur les écarts de parts de marché si les écarts de productivité se maintiennent.

Tableau 1.4.7. Préparation de produits à base de viande (moyenne 2011-2013)

Pays	CA	Nb	CA /Nb	EFF	CA /EFF	VA	VA /CA	EBE	EBE /CA	CT	CT/ EFF	CS /CT	CT /VA	INV /VA
BE	1756	234	7,51	4861	0,36	369	0,21	115	0,07	181	0,04	0,40	0,49	0,18
DE	24822	9812	2,53	122847	0,20	4540	0,18	1264	0,05	2697	0,02	0,21	0,59	0,10
DK	nc	43	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
ES	9035	2603	3,47	36070	0,25	1930	0,21	803	0,09	879	0,02	0,28	0,46	0,16
FR	10192	5575	1,83	43649	0,23	2223	0,22	476	0,05	1247	0,03	0,40	0,56	0,15
IE	804	45	18,08	2953	0,27	157	0,19	47	0,06	97	0,03	0,13	0,62	0,10
IT	8359	1940	4,31	19904	0,42	1363	0,16	453	0,05	648	0,03	0,40	0,48	0,21
NL	2627	190	13,80	5124	0,51	352	0,13	110	0,04	190	0,04	0,27	0,54	0,10
PO	4640	992	4,68	44453	0,10	646	0,14	226	0,05	345	0,01	0,22	0,53	0,21
UK	6803	583	11,66	30105	0,23	1488	0,22	558	0,08	839	0,03	0,11	0,56	0,09
UE28	80870	25554	3,16	nc	nc	15443	0,19	4766	0,06	8451	nc	0,26	0,55	0,15

Notes : CA correspond au chiffre d'affaires total de l'industrie (en millions d'euros), Nb au nombre total d'entreprises, EFF au nombre total de salariés en équivalent temps plein, VA à la valeur ajoutée totale (en millions d'euros), EBE à l'excédent brut d'exploitation total (en millions d'euros), CT au coût du travail total (en millions d'euros), CS aux charges sociales totales (en millions d'euros), et INV à l'investissement total (en millions d'euros). Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

Concernant l'industrie de la préparation de produits à base de viande, les fabricants français ne souffrent pas d'un écart de productivité du travail, voire sont plus productifs que les producteurs allemands en moyenne (voir tableau 1.4.7). L'écart de compétitivité entre la France et l'Allemagne dans cette industrie, identifié par une évolution inverse des parts de marché à l'international, peut s'expliquer par un coût du travail par travailleur plus élevé de l'ordre de 30% en France (voir la colonne CT/EFF). Comme pour les autres branches de l'industrie des viandes, les Pays-Bas bénéficient d'une productivité du travail relativement très élevée, qui peut s'expliquer par une taille moyenne des entreprises relativement élevée (mesuré par le CA par entreprise). Le taux de valeur ajoutée en France est cependant relativement élevé et est comparable à celui de l'Espagne et du Royaume-Uni. Il convient également de noter que dans l'industrie de la préparation de produits à base de viande, la création de valeur ajoutée (par rapport au CA) en Europe est plus élevée que pour les industries de transformation de viande et débouche sur des taux d'EBE également plus élevés, supérieurs ou égaux à 5% dans la plupart des pays.

Comme l'industrie du lait est composée principalement d'exploitations de laiteries et de fabricants de fromage, nous focalisons notre analyse sur cette branche d'activité. On constate que le chiffre d'affaires en Allemagne et en France est comparable tandis que la valeur ajoutée est plus élevée en France. Cet écart peut, en moyenne, refléter une meilleure qualité des produits français ou une plus grande capacité à capter la valeur ajoutée créée dans la filière. Il est donc difficile d'avancer des raisons précises expliquant un taux de valeur ajoutée de la France dans cette branche d'activité plus faible que celui de l'Espagne et le Royaume-Uni (voir la colonne VA/CA). Par ailleurs, contrairement à l'industrie des viandes, le coût moyen du travail apparaît plus élevé en Allemagne qu'en France (voir la colonne CT/EFF). Les meilleures performances en termes d'exportation de produits laitiers de nos voisins outre Rhin (voir tableau 1.4.8) peuvent s'expliquer par une meilleure productivité du travail (voir la colonne CA/EFF) et par des entreprises de plus grandes tailles en moyenne. Il convient cependant de nuancer ces résultats en raison du niveau d'agrégation de la branche d'activité. Parmi les exploitations de laiterie et les fabricants de fromages coexistent des entreprises produisant des biens très différents. Cette hétérogénéité entre produits peut cacher d'importantes disparités sur la création de valeur ajoutée et sur le coût du travail qu'il n'est pas possible de refléter à ce niveau d'agrégation.

Tableau 1.4.8. Exploitation de laiteries et fabrication de fromage (moyenne 2011-2013)

Pays	CA	Nb	CA /N	EFF	CA/ EFF	VA	VA /CA	EBE	EBE /CA	CT	CT/ EFF	CS /CT	CT /VA	INV /VA
BE	4342	118	36,80	5017	0,87	479	0,11	141	0,03	249	0,05	0,36	0,52	0,29
DE	26892	310	86,75	32074	0,84	2581	0,10	960	0,04	1332	0,04	0,22	0,52	0,20
DK	nc	47	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
ES	9143	1191	7,68	19192	0,48	1490	0,16	726	0,08	593	0,03	0,29	0,40	0,16
FR	27275	1110	24,58	48711	0,56	3593	0,13	1194	0,04	1682	0,03	0,43	0,47	0,17
IE	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
IT	17444	3054	5,71	29078	0,60	2439	0,14	1072	0,06	990	0,03	0,38	0,41	0,20
NL	nc	208	nc	10525	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
PO	6527	288	22,66	33778	0,19	809	0,12	379	0,06	351	0,01	0,22	0,43	0,22
UK	10413	347	30,04	21577	0,48	1719	0,17	918	0,09	699	0,03	0,15	0,41	0,20
UE28	137086	9532	14,38	nc	nc	18003	0,13	7352	0,05	8203	nc	0,30	0,46	0,23

Notes : CA correspond au chiffre d'affaires total de l'industrie (en millions d'euros), Nb au nombre total d'entreprises, EFF au nombre total de salariés en équivalent temps plein, VA à la valeur ajoutée totale (en millions d'euros), EBE à l'excédent brut d'exploitation total (en millions d'euros), CT au coût du travail total (en millions d'euros), CS aux charges sociales totales (en millions d'euros), et INV à l'investissement total (en millions d'euros). Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

1.4.3.2 Un poids important des petites entreprises en France

Les données d'Eurostat nous permettent également d'observer des résultats par classe de taille d'entreprises pour l'industrie des viandes et des produits laitiers. Nous ne pouvons pas réaliser le même type d'analyse pour l'industrie de la fabrication d'aliments pour animaux car la distinction entre animaux de la ferme et animaux domestiques n'est pas disponible. Les données d'Eurostat nous permettent de distinguer cinq classes de taille : les très petites entreprises, dénommées TPE (inférieur à 10 salariés), les petites entreprises dénommées PE (entre 10 et 19 salariés), les entreprises de taille moyenne, dénommées ETM (entre 20 salariés et 49 salariés), les entreprises de taille intermédiaire ETI (entre 50 et 250 salariés) et les grandes entreprises dénommées GE (supérieur à 250 salariés).

En France, les TPE (inférieur à 10 salariés) sont massivement présentes dans l'industrie des viandes tandis que l'industrie des produits laitiers se caractérise par une part importante de très grandes entreprises par rapport aux autres pays (voir tableau 1.4.9). A noter cependant que le nombre conséquent de TPE dans l'industrie des viandes génère moins de 10% du CA total alors qu'un nombre très faible de très grandes entreprises représentant 1% du nombre total d'entreprises réalisent plus de la moitié du CA du secteur.

Tableau 1.4.9. Répartition du nombre d'entreprises et du chiffre d'affaires (moyenne 2011-2013)

Pays	Nb	0-9	10-19	20-49	50-249	GE250	CA	0-9	10-19	20-49	50-249	GE250
<i>Industrie des viandes</i>												
BE	803	69%	10%	15%	5%	1%	6766	6%	12%	23%	38%	22%
DE	10673	59%	29%	6%	5%	1%	46953	5%	6%	9%	35%	45%
DK	150	23%	39%	19%	11%	8%	6434	0%	1%	4%	8%	88%
ES	3604	65%	15%	13%	6%	1%	21711	6%	6%	18%	31%	39%
FR	7635	84%	6%	6%	3%	1%	35605	8%	4%	10%	24%	54%
IE	123	26%	15%	16%	32%	11%	5126	2%	1%	4%	44%	50%
IT	3528	71%	15%	10%	4%	1%	23208	7%	9%	19%	29%	36%
NL	576	75%	7%	8%	9%	1%	10212	3%	4%	17%	47%	29%
PO	2618	60%	11%	13%	12%	4%	14212	2%	4%	10%	29%	55%
UK	1027	55%	12%	15%	12%	6%	20128	2%	2%	6%	23%	68%
<i>Industrie des produits laitiers</i>												
BE	389	88%	4%	3%	4%	2%	4652	5%	3%	5%	35%	52%
DE	539	57%	17%	4%	14%	8%	28853	1%	2%	3%	25%	69%
DK	69	37%	17%	27%	17%	2%	nc	nc	nc	nc	nc	nc
ES	1488	81%	9%	5%	4%	1%	9510	5%	6%	7%	29%	54%
FR	1239	69%	9%	8%	10%	4%	28714	5%	2%	8%	28%	57%
IE	55	nc	15%	9%	33%	nc	3887	nc	1%	2%	36%	nc
IT	3445	74%	15%	7%	3%	0%	18405	10%	15%	14%	31%	29%
NL	304	82%	4%	4%	8%	2%	10142	2%	2%	3%	23%	71%
PO	563	60%	5%	9%	19%	7%	6990	1%	1%	3%	29%	66%
UK	586	67%	13%	9%	9%	2%	11252	2%	1%	4%	23%	70%

Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

La France se distingue également (comme le Danemark) par sa faible contribution des ETI (entre 50 et 249 salariés) dans le chiffre d'affaires dans les industries des viandes. En Allemagne et Pays-Bas, le poids du chiffre d'affaires des ETI dans leurs pays respectifs atteint les plus hauts niveaux d'Europe. Cependant, si le poids des TPE dans cette industrie en France est très élevé, la taille économique (CA par entreprise) est en moyenne plus élevée en France qu'en Allemagne (voir annexe 1.8).

Pour l'industrie des produits laitiers, le niveau et la distribution du chiffre d'affaires entre les classes de taille d'entreprises en Allemagne et en France sont très proches. Les entreprises françaises de cette branche d'activité se distinguent cependant de leurs homologues germaniques par un taux de valeur ajoutée supérieur, quelle que soit leur taille (voir tableau 1.4.10).

Contrairement à l'industrie des produits laitiers, les TPE françaises de l'industrie des viandes ne génèrent pas des taux de valeur ajoutée plus élevés que leurs homologues allemands. Cela peut s'expliquer par le fait que de nombreuses TPE dans l'industrie des produits laitiers en France sont spécialisées en production fromagère souvent sous label AOP et donc des produits différenciés pouvant leur procurer plus de valeur ajoutée. Seules les GE françaises de l'industrie des viandes génèrent un taux de valeur ajoutée plus élevés que les GE allemandes.

Il est intéressant de noter qu'il n'existe pas de relation linéaire entre le taux de valeur ajoutée et la taille des entreprises et que la relation entre les deux diffère d'un pays à l'autre. Les entreprises les plus grandes ne sont pas celles qui ont un taux de valeur ajoutée le plus élevée dans la plupart des cas. En revanche, les petites entreprises peuvent bénéficier d'une production à plus forte valeur ajoutée.

Tableau 1.4.10. Taux de valeur ajoutée (VA/CA) selon la classe de taille (années 2011-2013)

Pays	TOTAL	0-9	10-19	20-49	50-249	GE250
<i>Industrie des viandes</i>						
BE	0,12	0,12	0,07	0,14	0,09	0,18
DE	0,13	0,26	0,33	0,17	0,12	0,09
DK	0,16	0,10	0,20	0,16	0,18	0,16
ES	0,16	0,21	0,20	0,17	0,12	0,17
FR	0,15	0,26	0,22	0,17	0,13	0,14
IE	0,12	0,24	0,28	0,13	0,10	0,13
IT	0,12	0,14	0,14	0,11	0,11	0,12
NL	0,09	0,14	0,13	0,08	0,09	0,08
PO	0,13	0,16	0,11	0,10	0,12	0,14
UK	0,17	0,22	0,21	0,25	0,17	0,16
<i>Industrie des produits laitiers</i>						
BE	0,12	0,08	0,14	0,02	0,09	0,16
DE	0,10	0,11	0,10	0,05	0,08	0,11
DK	nc	0,12	0,20	0,11	0,20	nc
ES	0,17	0,23	0,17	0,17	0,13	0,18
FR	0,14	0,31	0,15	0,09	0,12	0,14
IE	0,08	nc	0,39	0,08	0,08	nc
IT	0,15	0,13	0,12	0,14	0,13	0,18
NL	0,12	0,25	0,06	0,16	0,12	0,12
PO	0,13	0,16	0,14	0,13	0,12	0,12
UK	0,18	0,17	0,23	0,18	0,15	0,19

Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

1.4.4 Forte hétérogénéité au sein des industries françaises

Les données statistiques disponibles en France nous permettent d'approfondir notre analyse de l'industrie des viandes et des produits laitiers. Nous disposons des informations sur l'ensemble des entreprises implantées sur le territoire français (dispositif ESANE). L'identification de leur activité principale, nous permet d'identifier les entreprises dont le chiffre d'affaires provient principalement des produits de la viande ou des produits laitiers.⁴⁶ Pour l'ensemble des entreprises, nous connaissons par exemple leur chiffre d'affaires sur le marché français et à l'exportation, leur effectif, leur consommation intermédiaire, ou bien encore les salaires versés. Le tableau 1.4.11 fournit des éléments descriptifs intéressants⁴⁷.

1.4.4.1 Le poids des matières premières dans les coûts de production croît avec la taille des entreprises

A partir des données françaises, il semblerait qu'il existe une relation décroissante entre taux de valeur ajoutée et taille des entreprises à partir d'un effectif de 10 salariés. Cependant, un taux de VA plus élevé ne se traduit pas automatiquement par des niveaux de rémunération du travail plus élevés. En effet, il n'existe pas de relation nette entre le coût du travail moyen (par nombre de salariés) et la taille de l'entreprise. En revanche, on observe une relation négative entre le poids du coût du travail dans les charges totales et la taille de l'entreprise. A l'inverse, la part des consommations intermédiaires représente une part importante des coûts pour les entreprises les plus

⁴⁶ Cela implique donc que nous excluons des entreprises fabriquant des produits de la viande et du lait mais dont l'activité principale (mesure en chiffre d'affaires) ne relève pas de cette branche d'activité.

⁴⁷ On peut observer des écarts d'informations fournies par ESANE et par Eurostat concernant la France car les sources sont différentes. De plus, les données issues d'ESANE sont au niveau de l'entreprise. Même si on peut identifier l'activité principale de l'entreprise, les informations concernent l'ensemble de la firme qui peut avoir plusieurs branches d'activité.

grandes. Ainsi, dans les filières animales, les entreprises de grande taille seront davantage sensibles aux variations de prix de leurs matières premières tandis que les entreprises de petites tailles sont davantage affectées par des variations du coût du travail.

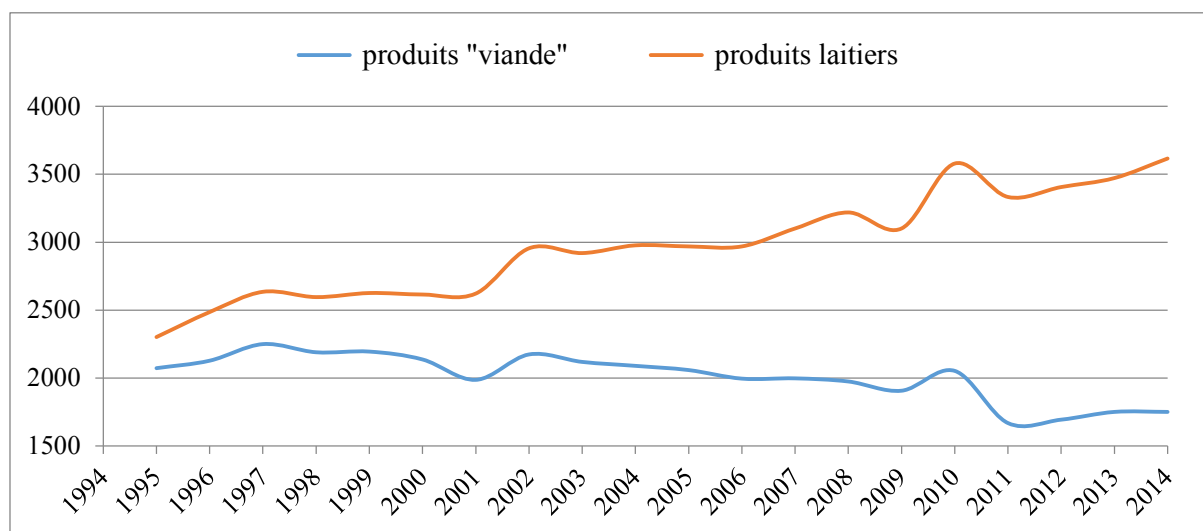
Tableau 1.4.11. Taille des entreprises et éléments du compte de résultat (2013)

Tranche	Industrie des viandes						Industrie du lait					
	Nb	EFF	VA /CA	CT/ TCE	CI/ TCE	CT Moy.	Nb	EFF	VA /CA	CT/ TCE	CI/ TCE	CT Moy.
0 <EFF<10	4381	3	30%	26%	12%	43,61	762	3	26%	22%	26%	46,11
10 <EFF<20	620	13	29%	28%	23%	42,76	106	14	27%	22%	36%	43,86
20 <EFF<50	562	31	29%	26%	30%	41,37	106	31	22%	16%	41%	40,62
50<EFF <250	320	104	24%	22%	38%	42,17	130	122	18%	14%	52%	45,48
250<EFF<500	28	334	22%	18%	49%	42,25	25	348	18%	13%	51%	48,96
500 <EFF	42	1231	21%	18%	46%	45,24	24	1709	17%	10%	36%	54,82

Notes : *Nb* correspond au nombre total d'entreprises, *EFF* au nombre total de salariés en équivalent temps plein, *CA* au chiffre d'affaires, *VA* à la valeur ajoutée totale, *CT* au coût du travail total (salaires et charges sociales), *TCE* aux totales des charges d'exploitation, et *CI* aux achats de matières premières, Source : Eurostat. Traitement Inra SMART-LERECO.

Nous disposons également de données issues du fichier des Douanes françaises (dénommé par la suite fichier des douanes) pour les produits agroalimentaires échangés sur la période 1995-2013. Les données des Douanes françaises sont mises à disposition par le département des statistiques de la direction générale des Douanes et droits indirects. Ce service a en charge le suivi des échanges extérieurs de la France avec les 26 autres Etats membres de l'Union Européenne et les autres pays du reste du monde (nommés « pays tiers »). Il publie les résultats du commerce extérieur (importations et exportations en valeur et en quantité) désagrégés par firme, pays partenaire et produit au niveau NC8 de la nomenclature. Cela nous permet par exemple de déterminer l'évolution du nombre d'exportateurs depuis 1996 (voir figure 1.4.1). Depuis 1996, le nombre d'exportateurs de produits laitiers a globalement augmenté tandis que le nombre d'exportateurs relevant de l'industrie des viandes a diminué, surtout pendant les années de crises (2001, 2009 et 2011).

Figure 1.4.1. Evolution du nombre d'exportateurs de produits « viande » et de produits laitiers



Source : Douanes 1995-2014. Traitement Inra SMART-LERECO.

1.4.4.2 Une prime importante à la grande taille

En croisant les données des douanes avec des données décrivant les firmes agroalimentaires, nous pouvons évaluer les différences de performance à l'exportation selon les caractéristiques des entreprises. La taille de la firme (mesurée ici en termes de nombre de salariés en équivalent temps plein) apparaît comme un facteur important de la compétitivité internationale. Les firmes de grande taille sont plus performantes à l'exportation dans la mesure où leur probabilité d'exporter (voir la colonne CAEX>0) et leur niveau d'exportation augmente (Chevassus-Lozza *et al.*, 2013).

Il ressort également que les entreprises de grande taille ont une activité d'exportation plus pérenne. Entre 1996 et 2012 (soit sur une période de 17 ans), près de la moitié des 12 300 exportateurs n'ont exporté qu'une seule année. Il s'agit essentiellement de petites entreprises. Pérenniser l'activité d'exportation est particulièrement difficile pour celles-ci. Les entreprises de petite taille sont très sensibles aux effets de conjoncture (baisse de la demande et/ou hausse des prix des inputs nécessaires à la production) ou à des changements de normes publiques mises en place par les nations et de normes privées imposées par des donneurs d'ordre comme la grande distribution ou les grands groupes industriels.

Tableau 1.4.12. Taille des entreprises et performance à l'export en 2012

Classes d'effectif	Industrie des viandes				Industrie du lait			
	% CAEX>0	CAEX /CA	CAEX Moy.	CA /EFF	% CAEX>0	CAEX /CA	CAEX Moy.	CA /EFF
0 < effectif <10	6 %	1 %	16	228	14 %	1 %	128	432
10 < effectif <20	34 %	5 %	292	233	46 %	4 %	272	408
20 < effectif <50	44 %	6 %	1057	259	60 %	9 %	2598	697
50<effectif <250	71 %	10 %	4460	315	80 %	12 %	11351	476
250<effectif <500	75 %	19 %	33689	341	92 %	23 %	42090	465
500 <effectif	90 %	15 %	87873	348	95 %	20 %	239683	555

Notes : CAEX correspond au chiffre d'affaires à l'exportation, CA au chiffre d'affaires, CAEX Moy. au chiffre d'affaires à l'exportation par entreprise (en milliers d'euros), et EFF au nombre total de salariés en équivalent temps plein, Source: ESANE. Traitement Inra SMART-LERECO.

Une autre difficulté pour les petites entreprises est d'atteindre différents marchés lointains et en croissance. Plusieurs raisons sont avancées dans la littérature. Il existe des charges fixes non négligeables, spécifiques à chaque pays, liées à l'activité d'exportation (Chevassus-Lozza and Latouche, 2012). Ces charges sont liées aux coûts administratifs et à la mise en place d'un réseau pour atteindre la demande étrangère et à la multiplication des standards par pays fixés par les autorités publiques et la grande distribution.

Tableau 1.4.13. Taille des exportateurs et marges extensives en 2013

Tranche	Industrie des viandes				Industrie du lait			
	% mono-dest	Nb moyen de dest	% mono NC8	Nb moyen de NC8	% monodest	Nb moyen de dest	% mono NC8	Nb moyen de NC8
0 < effectif <10	52	3	42	3	68	2	61	2
10 < effectif <20	32	7	22	4	38	4	31	5
20 < effectif <50	28	8	19	6	34	7	31	5
50<effectif <250	15	12	10	15	11	11	16	11
250<effectif <500	3	15	0	19	14	14	5	8
500 <effectif	3	28	3	39	5	34	0	22

Source: ESANE et Douanes. Traitement Inra SMART-LERECO.

D'après le tableau 1.4.13, on observe qu'une large fraction des entreprises (27%) des filières des viandes exportent vers un seul pays (massivement des entreprises de petite taille et exportant dans l'UE). En moyenne, les entreprises de moins de 10 salariés exportent vers 3 destinations, tandis que les entreprises de plus de 500 salariés exportent vers 28 destinations. Les petites entreprises sont donc plus sensibles aux effets de conjoncture d'un pays que les grandes entreprises. Ces tendances sont très semblables pour l'industrie du lait. Concernant l'analyse au niveau des produits (NC8), on observe que les entreprises de petite taille (moins de 10 salariés), pour l'industrie de la viande, exportent qu'un nombre très limité de produits (3 en moyenne) et 42% d'entre elles n'exportent qu'un seul produit. A l'inverse, plus les entreprises sont grandes et plus leur portefeuille de produits à l'exportation s'agrandit. En moyenne, les entreprises de l'industrie de la viande de plus de 500 salariés exportent 39 produits, tandis que celles de l'industrie du lait exportent en moyenne 22 produits. La plus grande performance à l'exportation des entreprises de grande taille s'explique par leur capacité à atteindre différents pays et à offrir une large gamme de produits. Exporter vers un nouveau pays ou offrir un nouveau produit génère des charges fixes que les grandes entreprises sont davantage en mesure de supporter.

Les entreprises de grande taille apparaissent donc globalement plus performantes en termes de niveau et durée d'exportation. Elles bénéficient également d'un portefeuille plus large de produits à exporter et de pays de destination. Autrement dit, les groupes de grande taille sont moins sensibles aux effets de conjoncture.

1.4.4.3 Une prime également à la qualité

Cependant, accroître la taille de l'entreprise par une croissance interne ou externe n'est pas la seule stratégie pour améliorer les performances à l'exportation. La qualité des produits est également un facteur important de réussite à l'exportation (Curzi and Olper, 2012 ; Olper *et al.*, 2014). Il est difficile d'avoir une mesure précise de la qualité. La valeur ajoutée au niveau d'une entreprise n'est pas toujours un bon critère car elle reflète également son pouvoir de négociation dans le partage de la valeur ajoutée entre les différents maillons d'une filière. C'est pourquoi nous nous référons ici à une étude de Duvaléix-Tréguer, *et al.* sur les écarts de performance des producteurs de fromages labélisés AOC et non labélisés (Duvaléix-Tréguer *et al.*, 2015).

Tableau 1.4.14. Ecart de performance à l'export pour les fabricants de fromages avec et sans label AOC

nb de NC8 par firme	nb de Firmes	Export moyen/NC8		PU moyen /NC8		nb de destination/NC8	
		sans label	avec label	sans label	avec label	sans label	avec label
1	1		26,5		10,3		1
[2-5]	12	57,1	403,8	7,83	8,50	1,7	2,7
[6-9]	9	626,6	1614,5	7,65	8,66	2,4	7,4
≥10	12	3283,3	6404,9	6,01	6,09	8,1	16,1

Notes : Export : en valeur (milliers d'euros) ; PU = Prix Unitaire (euro/kg).

Les produits labélisés peuvent être considérés comme un produit de meilleure qualité que les produits non labélisés. Le fichier des douanes permet d'identifier 43 catégories de fromage (nomenclature NC8) et leurs producteurs/exportateurs. Les données de l'Institut National de l'Origine et de la Qualité renseignent le nom du produit *et* de l'entreprise autorisée à vendre avec le label AOC. En croisant les deux fichiers, on obtient 34 exportateurs ayant un label AOC pour au moins un produit. Cet échantillon est intéressant dans la mesure où un même producteur vend à la fois des produits labélisés et non labélisés. Par tranche de taille d'entreprise (captée ici par leur nombre de fromages exportés), on peut donc aisément comparer les performances à l'exportation de ces deux types de produits (voir tableau 1.4.14).

Si les fromages AOC représentent que 5% des exportations de fromage et de beurre, on constate que la vente de produits labélisés induit de meilleures performances à l'exportation en termes relatifs que la vente de produits non labélisés, pour des tailles d'entreprise comparables. En effet, pour chaque classe de fabricants de fromage, la valeur des exportations par produit est relativement plus élevée pour les produits labélisés, en raison notamment d'un prix unitaire moyen plus élevé et d'un plus grand nombre de destination.

Le tableau 1.4.14 confirme également un effet taille dans les performances à l'exportation au sein de chaque type de fromages (labélisé et non labélisé). Au sein des produits labélisés, les chiffres d'affaires à l'exportation et le nombre de destinations s'accroissent avec la taille des entreprises tandis que les prix unitaires moyens diminuent. Le marché de l'export des fromages AOC est fortement dominé par des grands groupes industriels de l'industrie du fromage.

1.4.5 Conclusion

Bien que les industries des filières animales en Europe soient face à un même environnement à l'échelle du continent (stagnation de la demande européenne, concurrence extra-européenne plus vive et exigence croissante de la société en termes de normes de production et de produits), elles connaissent des trajectoires très différenciées selon les pays de l'UE depuis le début du XXI^e siècle. Les différences de coût du travail entre les membres de l'UE sont fréquemment mises en avant dans le débat public pour expliquer les écarts de compétitivité, notamment pour la France. Sans nier leur importance, les écarts entre les pays de productivité et de capacité à écouler des produits à forte valeur ajoutée des entreprises agro-alimentaires sont également des facteurs importants pouvant expliquer les différences de compétitivité entre les pays. Il ressort de ce chapitre que la taille (et le nombre) des entreprises et la qualité des produits sont deux éléments importants de compétitivité. Ceci peut expliquer pourquoi l'industrie de la viande est davantage en difficulté que l'industrie du lait en France.

Néanmoins, si les données employées permettent de fournir des pistes de réflexion, nous ne pouvons pas établir une hiérarchie entre les facteurs explicatifs de la capacité d'une entreprise à accroître ses parts de marché. Les statistiques descriptives ne permettent pas non plus de mettre en évidence des effets causaux (dans quelle mesure la baisse des parts de marché de la France dans le commerce de produits issus du monde animal est attribuable d'un côté au coût du travail et, d'un autre côté, à sa productivité ?). De même, il n'est pas possible de distinguer les mécanismes qui relèvent d'effet de qualité ou d'effet de pouvoir de marché pour expliquer les écarts de taux de valeur ajoutée en raison de la nature des données disponibles (données agrégées et indicateurs quantitatifs généraux). Des travaux complémentaires sur ce thème sont souhaitables. De même, le rôle de facteurs qualitatifs comme le degré d'intégration verticale dans les filières animales ou la nature des relations avec le monde agricole et la distribution mérite une analyse approfondie. Les débats actuels au niveau de l'UE sur la réglementation sur les biens et les procédés (normes publiques) et sur le marché du travail (statut du travailleur détaché) devront également faire l'objet de travaux de recherche.

Références bibliographiques

Chevassus-Lozza, E.; Gaigné, C.; Le Mener, L., 2013. Does input trade liberalization boost downstream firms' exports? Theory and firm-level evidence. *Journal of International Economics*, 90 (2): 391-402.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jinteco.2013.02.004>

Chevassus-Lozza, E.; Latouche, K., 2012. Firms, markets and trade costs: access of French exporters to European agri-food markets. *European Review of Agricultural Economics*, 39 (2): 257-288.

<http://dx.doi.org/10.1093/erae/ibr009>

Curzi, D.; Olper, A., 2012. Export behavior of Italian food firms: Does product quality matter? *Food Policy*, 37 (5): 493-503.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.05.004>

Duvaleix-Tréguer, S.; Emlinger, C.; Gaigné, C.; Latouche, K., 2015. Quality and export performance: Evidence from cheese industry. 145. *EAAE Seminar "Intellectual Property Rights for Geographical Indications: What is at Stake in the TTIP?"*. Parma, 11 p.

<http://purl.umh.edu/200237>

FranceAgriMer, 2014. *Les filières de l'élevage français*: FranceAgriMer, Les cahiers de FranceAgriMer, 86 p.

http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2014/10/FAM_Les_fili%C3%A8res_de-l_elevage_francais-2014.pdf

Gaigné, C.; Larue, B., 2016. Quality Standards, Industry Structure, and Welfare in a Global Economy. *American Journal of Agricultural Economics*.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaw039>

Gaigné, C.; Le Mener, L., 2014. Agricultural Prices, Selection, and the Evolution of the Food Industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 884-902.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat080>

Latouche, K.; Chevassus-Lozza, E., 2015. Retailer Supply Chain and Market Access: Evidence From French Agri-food Firms Certified with Private Standards. *The World Economy*, 38 (8): 1312-1334.

<http://dx.doi.org/10.1111/twec.12191>

Olper, A.; Curzi, D.; Pacca, L., 2014. Do food standards affect the quality of EU imports? *Economics Letters*, 122 (2): 233-237.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.econlet.2013.11.031>

Rabobank, 2015. *Global Dairy Top 20 2015: Currency Shifts Impact Growth, Rankings and Buying Power*, 5 p.

<https://research.rabobank.com/far/en/sectors/dairy/global-dairy-top-20-2015.html>

Smith, G., 2009. *Interaction of Public and Private Standards in the Food Chain*. OECD Publishing (*OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*).

<http://dx.doi.org/10.1787/221282527214>

1.5 La production et les échanges des Etats membres de l'UE en productions animales

Vincent Chatellier ⁴⁸

Ce chapitre⁴⁹ porte sur la production et les échanges des Etats membres de l'UE dans le domaine des productions animales. Il est structuré en trois parties. La première traite du poids des productions animales dans la production agricole finale de chaque pays (pour 2000 et 2014) et de la localisation des productions animales (lait, viande bovine, viande ovine et caprine, viande porcine et viande de volailles) au sein de l'UE. La seconde aborde la question des échanges de l'UE et de ses Etats membres dans le domaine des productions animales (toutes productions animales confondues). La troisième présente une analyse synthétique des principaux flux commerciaux observés pour chacune des cinq grandes productions animales étudiées.

1.5.1 Les productions animales dans les Etats membres de l'UE et leur localisation

A l'échelle de l'UE-28, les productions animales contribuent pour 45% à la production agricole finale (tableau 1.5.1). Ce taux a peu varié au fil des deux dernières décennies. Il est légèrement supérieur (47%) dans les dix pays sélectionnés. Ce taux atteint un record en Irlande (74%) où les conditions pédoclimatiques sont particulièrement favorables à l'élevage. Il est également assez élevé au Danemark (66%) et au Royaume-Uni (60%). Il est, en revanche, plus faible dans les pays méditerranéens où les productions végétales (dont le vin, le maraîchage et l'huile d'olive) occupent une place plus centrale (38% en Italie et 39% en Espagne). En France, où les productions céréalières et viticoles sont développées, ce taux atteint 40% en 2014 (contre 42% en 2000).

Tableau 1.5.1. La répartition des productions animales entre les Etats membres de l'UE-28 et le poids des productions animales dans la production agricole finale en 2000 et 2014

	Productions animales en 2000		Productions animales en 2014		Productions animales en % de la production agricole	
	Millions euros	% du total UE-28	Millions euros	% du total UE-28	2000	2014
Allemagne	19 344	15,2%	24 975	14,9%	51,2%	50,8%
Belgique	4 667	3,7%	4 635	2,8%	55,6%	58,9%
Danemark	4 767	3,8%	6 601	3,9%	64,7%	66,4%
Espagne	11 692	9,2%	15 895	9,5%	37,4%	39,6%
France	22 305	17,6%	26 116	15,5%	42,1%	40,1%
Irlande	3 655	2,9%	5 215	3,1%	74,8%	74,2%
Italie	13 438	10,6%	16 602	9,9%	35,8%	38,7%
Pays-Bas	8 548	6,7%	11 394	6,8%	47,4%	47,0%
Pologne	5 886	4,6%	11 493	6,8%	49,6%	52,7%
Royaume-Uni	11 243	8,9%	17 593	10,5%	58,9%	60,2%
Top 10	105 545	83,1%	140 518	83,6%	46,0%	47,2%
Autres UE-15	11 321	8,9%	13 680	8,1%	43,4%	44,1%
Autres NEM-13	10 099	8,0%	13 848	8,2%	46,0%	34,1%
UE-28	126 965	100,0%	168 047	100,0%	45,8%	45,5%

INSEE d'après Eurostat

A l'échelle de l'UE-28, les productions animales représentent une valeur annuelle de 168 milliards d'euros en 2014 (soit une augmentation d'un tiers, en monnaie courante, par rapport à 2000). La concentration dans les dix

⁴⁸ Mes Remerciements à Cécile Leroy (INRA SMART-LERECO) pour son appui dans le traitement des données de Comext.

⁴⁹ La première partie de ce texte reprend certains éléments publiés dans l'article suivant : Roguet, C.; Gaigné, C.; Chatellier, V.; Cariou, S.; Carlier, M.; Chenu, R.; Daniel, K.; Perrot, C., 2015. Spécialisation territoriale et concentration des productions animales européennes : état des lieux et facteurs explicatifs. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 5-22.

principaux pays est importante, tant en 2000 (83,1%) qu'en 2014 (83,6%). Les cinq premiers pays contributeurs, qui cumulent 60% du total des productions animales, sont par ordre décroissant la France (15,5% en 2014), l'Allemagne (14,9%), le Royaume-Uni (10,5%), l'Italie (9,9%) et l'Espagne (9,5%). Les treize nouveaux Etats membres de l'UE (dont la Pologne, également dans le Top 10) contribuent à hauteur de 15% aux productions animales européennes en 2014 contre 13,5% en 2000. Entre 2000 et 2014, la hiérarchie des Etats membres a été finalement peu modifiée : certains pays sont plutôt en recul de contribution au total des productions animales européennes (dont la France, Belgique) alors que d'autres s'inscrivent plutôt à la hausse (dont la Pologne).

Tableau 1.5.2. La répartition des différentes productions animales entre les Etats membres de l'UE (2014)

	Lait de vaches	Viande bovine (*)	Viande ovine et caprine (*)	Viande porcine (*)	Viande de volailles (*)	Œufs
Allemagne	20,4%	15,8%	4,2%	23,0%	12,7%	11,6%
Belgique	2,3%	3,8%	0,1%	5,0%	2,6%	2,7%
Danemark	3,3%	1,4%	0,2%	7,2%	1,3%	1,1%
Espagne	4,3%	5,4%	15,7%	16,1%	10,8%	11,9%
France	15,9%	20,7%	12,4%	9,7%	13,4%	13,1%
Irlande	3,6%	8,3%	6,2%	1,2%	1,0%	0,6%
Italie	7,3%	9,5%	1,7%	6,8%	9,0%	11,0%
Pays-Bas	8,1%	4,9%	2,0%	6,8%	7,9%	9,8%
Pologne	8,3%	5,8%	1,0%	8,2%	12,8%	7,7%
Royaume-Uni	9,1%	12,3%	35,8%	3,8%	11,9%	9,8%
Top 10	82,5%	87,8%	79,2%	87,8%	83,3%	79,4%
Autres UE-15	7,5%	7,4%	13,1%	5,8%	6,3%	28,3%
Autres NEM 13	10,1%	4,8%	7,7%	6,4%	10,4%	13,5%
UE-28	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

(*) Production indigène brute - Source : Commission européenne - DGAGRI

La contribution des dix principaux pays sélectionnés (Top 10) aux productions animales européennes est très importante (tableau 1.5.2). En 2014, elle représente, au plus bas, 79% dans le secteur des œufs et, au plus haut, 87% en viandes bovine et porcine. La contribution de chaque Etat membre à la production européenne varie assez fortement d'un secteur à l'autre en fonction notamment des caractéristiques territoriales (climat, potentiel agronomique, etc.), de l'importance du marché intérieur de la consommation et de la performance des acteurs économiques. Si les dix-huit pays ne relevant pas du Top 10 (et non renseignées dans les tableaux) jouent un rôle plutôt secondaire dans le total des productions animales européennes, cela ne veut pas dire pour autant que ces productions n'ont pas un rôle social, territorial et économique parfois important localement. Ces dix-huit pays représentent, de façon cumulée, l'équivalent des productions animales de la France. Les dix plus petits pays contributeurs (à savoir Malte, Luxembourg, Chypre, Estonie, Lettonie, Slovaquie, Croatie, Lituanie et Bulgarie) cumulent seulement 3,4% des productions animales européennes.

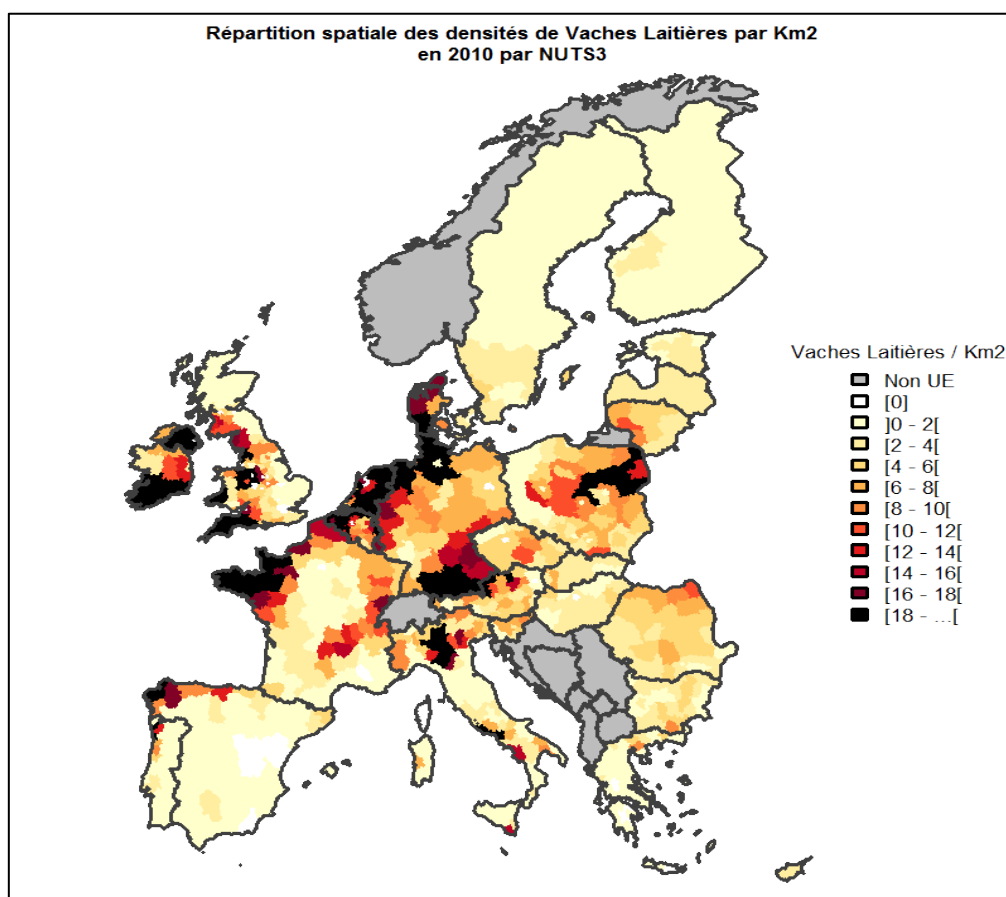
La France occupe le premier rang européen dans trois secteurs, à savoir en viande bovine (20%), en viande de volailles (13%) et pour les œufs (13%). L'Allemagne domine quant à elle nettement dans le secteur porcin (23% de la production européenne) et laitier (20%). Avec 35% du total communautaire, le Royaume-Uni se distingue pour sa forte contribution à la production de viandes issues du secteur ovin-caprin. Du fait de sa plus petite taille, l'Irlande apparaît comme un contributeur plus modeste aux productions animales européennes que les pays précités, mais son fort taux de spécialisation en productions animales (dont en viande bovine, en viande ovine et en lait) et sa balance commerciale nettement positive sont à souligner. Le Danemark est assez spécialisé en production porcine (7% du total européen) alors que les Pays-Bas ont une contribution plus équilibrée aux différents secteurs productifs. L'Espagne, qui contribue faiblement à la production laitière (4%), occupe le second rang européen en viande ovine-caprine (15%) et en viande porcine (16%). L'Italie se distingue par sa contribution aux abattages de viande bovine (9%), mais avec un flux conséquent d'importation d'animaux vivants (brouillards issus de vaches allaitantes) en provenance de la France. La Pologne se caractérise quant à elle par une dynamique productive rapide dans le secteur des volailles (12% du total européen et en bonne trajectoire pour ravir la première place à la France) et une production laitière développée (quatrième rang).

1.5.1.1 La production laitière dans les Etats membres de l'UE

L'UE occupe une place importante dans l'économie mondiale du lait de vache, avec une production qui représente, en 2014, près de 153 milliards de litres de lait. Compte tenu de l'augmentation rapide de la production mondiale sous l'impulsion notable des pays asiatiques, le poids de l'UE dans l'offre mondiale de lait est cependant décroissant : il est passé de 26% en 2000 à 20% en 2014. L'Allemagne est le premier pays producteur de lait de vaches (31,3 milliards de litres de lait collectés en 2014), devant la France (25,3 milliards de litres), le Royaume-Uni (14,8 milliards de litres), les Pays-Bas (12,4 milliards de litres) et la Pologne (10,5 milliards de litres). Ces cinq pays réalisent près des deux tiers de la production laitière européenne.

En raison de l'instauration des quotas laitiers associée à l'amélioration continue du potentiel génétique des bovins, le cheptel européen (UE-28) de vaches laitières a diminué de près de 10% entre 2000 et 2014, pour s'établir aujourd'hui à 23,6 millions de têtes. En France, par exemple, le cheptel de vaches laitières a été divisé par deux en l'espace d'une trentaine d'années pour se situer à 3,6 millions de têtes en 2014. Ce recul du nombre de vaches laitières, qui a négativement impacté la production européenne de viande bovine, est un élément clé dans l'évolution des liens entre le secteur laitier et le territoire. Il a permis de libérer des surfaces fourragères au profit du développement des cultures céréalières, tout en générant un recul des surfaces de prairies.

Figure 1.5.1. La densité de vaches laitières au KM² en 2010



Source : Eurostat - Traitement RMT Economie des filières animales – INRA Productions Animales, vol 28 (1)

La répartition du cheptel de vaches laitières (et du lait produit) sur le territoire européen n'est pas homogène. Les régions à forte densité de vaches laitières (figure 1.5.1) forment une bordure quasi continue le long de la façade maritime qui part de la Bretagne pour finir au Danemark. Outre un climat océanique favorable à la prairie, les sols, plutôt faciles à labourer, ont permis un développement spectaculaire du maïs ensilage au cours des trente dernières années. Dans l'Ouest des îles britanniques, avec une pluviométrie abondante et des sols plus difficiles à labourer, la prairie pérenne pâturée et ensilée reste la base du système fourrager. La bordure maritime qui va de la Bretagne au Danemark a produit le tiers du lait collecté dans l'UE-28 en 2014. Ce pourcentage monte à la moitié quand on lui ajoute le reste, plus continental, des productions françaises et allemandes (en particulier la Bavière). On obtient les deux-tiers de la collecte en ajoutant l'Irlande et le Royaume-Uni. Deux

autres zone à forte densité se distinguent sur la carte de localisation des vaches laitières (figure 1.5.1) : i) la Pologne et en particulier sa moitié Est plus herbagère et orientée vers l'élevage d'herbivores ; ii) différentes zones isolées en Europe du Sud (plaine du Pô, nord-ouest de l'Espagne et du Portugal, ou dans une moindre mesure la Campanie) où les systèmes laitiers sont beaucoup moins autonomes et requièrent des achats conséquents d'aliments (forte pression foncière et milieux peu favorables à la production d'herbe). Entre les zones très denses du Nord-Ouest et du Sud de l'UE, deux types de zones, moins apparentes sur la carte revêtent une grande importance. Il s'agit d'abord des zones de montagne qui regroupent environ 12% de la production laitière européenne. Le poids relatif de ces zones est cependant beaucoup plus fort en Autriche (75% des exploitations), en France (près d'une exploitation sur quatre en 2010 avec les piémonts et un litre produit sur six), en Italie et en Slovaquie. Il s'agit ensuite des zones de polyculture-élevage où subsistent des élevages laitiers (France, Allemagne, Pologne), bien que ceux-ci soient souvent victimes d'arbitrages favorables aux cultures.

Depuis plusieurs années, et à la faveur des décisions prises dans le cadre du bilan de santé de la PAC (augmentation du quota laitier de 1% par an entre 2009 et 2015), la collecte laitière européenne est en hausse. Cette croissance de la production européenne est d'ailleurs pour partie responsable de la crise d'excédent d'offre observée sur le marché mondial en 2015/2016. L'augmentation de la production laitière concerne de nombreux pays européens, dont les cinq premiers précités.

En Allemagne, où la production laitière progresse, des déplacements géographiques de l'offre sont constatés entre régions depuis une quinzaine d'années. Ils sont à relier à l'évolution du marché des quotas au sein de bourses régionales dont le périmètre a été progressivement élargi. Dans un premier temps, des déplacements de quotas avaient été enregistrés du sud vers le nord où la croissance forte de grandes exploitations (plus de cent vaches) a été favorisée. Ainsi, les länder du nord (Basse-Saxe, Schleswig-Holstein) enregistrent de fortes augmentations de production laitière (près de 20% depuis dix ans) tandis que la production n'augmente que légèrement en Bavière (+7%), notamment dans les zones les plus herbagères dédiées à l'élevage. La production diminue légèrement dans les zones intermédiaires, moins denses en production laitière, où la concurrence avec les productions végétales est plus forte.

En France, le rythme d'augmentation de la production laitière est voisin de la moyenne européenne, mais d'importantes réallocations sont à l'œuvre entre régions. Une hausse de la production est constatée dans le nord-ouest, alors qu'une baisse est observée dans les zones de polyculture-élevage du Centre et du Sud-Ouest ou encore dans le Massif Central. Si, la gestion administrative des quotas laitiers à l'échelle de chaque département, puis au niveau des bassins de production, a longtemps contribué à figer la production sur le territoire, les années récentes se sont manifestées par des redistributions territoriales.

Au Royaume-Uni, des déplacements de production apparaissent nettement en provenance du sud ou sud-est de l'Angleterre qui poursuit sa spécialisation dans le secteur des grandes cultures vers des zones herbagères du sud-ouest (Devon, Cornouailles), du Pays de Galles et du nord-ouest de l'Angleterre. Ce gradient d'évolution épouse presque parfaitement la carte du nombre de jours de pousse de l'herbe (et donc des durées possibles de pâturage). Favorisé par un marché libre des quotas, ce mouvement de spécialisation est ancien au Royaume-Uni puisqu'il avait débuté dès les années quatre-vingt-dix au bénéfice de l'Irlande du Nord.

Au cours de la période récente, l'accélération de la production laitière a été particulièrement vive aux Pays-Bas (pays bien relié à la dynamique du marché mondial) et en Irlande (5,5 milliards de litres en 2014, avec un développement dans la moitié sud au potentiel fourrager plus élevé). Ces deux pays partagent le fait qu'une part importante de leur production est exportée.

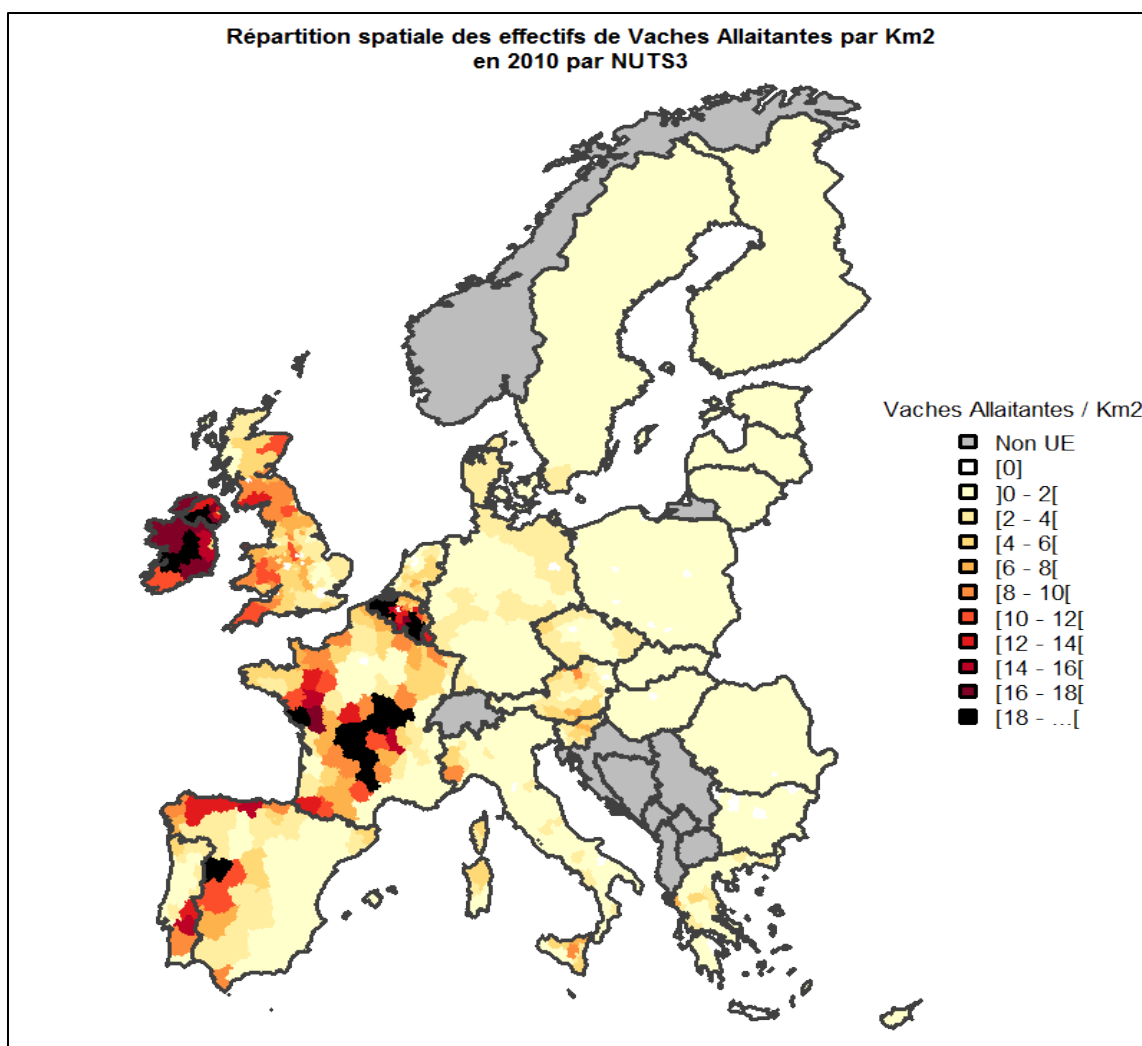
1.5.1.2 La production de viande bovine dans les Etats membres de l'UE

L'UE (7,5 millions de tec en 2014) est la troisième zone productrice de viande bovine au monde derrière les Etats-Unis (11,1 millions de tec) et le Brésil (9,5 millions de tec). La production européenne de viande bovine est, et depuis longtemps, fortement influencée par la dynamique du secteur laitier. Si l'effectif européen de vaches laitières s'inscrit à la baisse en raison surtout de l'amélioration des performances zootechniques individuelles (amélioration du rendement laitier par vache et par an), celui-ci demeure toujours nettement plus conséquent que le cheptel de vaches allaitantes (23,6 millions de vaches laitières en 2014 contre 12 millions de vaches allaitantes). Le recul du cheptel de vaches laitières n'étant pas contrebalancée par une croissance du cheptel allaitant (stable au niveau européen depuis de nombreuses années), une érosion régulière de la production européenne de viande bovine est observée. Les abattages de viande bovine dans l'UE sont le fait principalement

de la France (1,27 million de tec), de l'Allemagne (1,07 million de tec), du Royaume-Uni (0,88 million de tec), de l'Italie (0,68 million de tec) et de la Pologne (0,47 million de tec). Ces cinq premiers pays cumulent près de 70% des abattages européens de viande bovine.

A l'échelle européenne, le cheptel de vaches allaitantes est plus concentré que le cheptel laitier. En effet, 70% des vaches allaitantes de l'UE se retrouvent dans seulement quatre pays (figure 1.5.2) : la France (32% du cheptel européen), le Royaume-Uni (15%), l'Espagne (14%) et l'Irlande (9%). L'arrivée des nouveaux Etats membres n'a pas modifié la donne sur ce plan car le cheptel de vaches allaitantes y est très limité (il représente au total un effectif inférieur à celui des deux premiers départements français).

Figure 1.5.2. La densité de vaches allaitantes au KM² en 2010



Source : Eurostat - Traitement RMT Economie des filières animales – INRA Productions Animales, vol 28 (1)

Les vaches allaitantes se concentrent souvent dans les zones défavorisées et les régions où la part de prairies permanentes dans la surface agricole atteint les niveaux les plus élevés. Elles se retrouvent aussi fréquemment dans certaines régions où l'orientation laitière domine. En France, les densités de vaches allaitantes les plus importantes s'observent au niveau du Massif Central, dans les Pays de la Loire et les Deux-Sèvres, à l'Ouest des Pyrénées et, dans une moindre mesure, dans les régions herbagères de Normandie. En Espagne, c'est à l'Ouest et au niveau de la Corniche cantabrique que les densités sont les plus fortes. Au Royaume-Uni, le cheptel est assez diffus en dehors du quart sud-est orienté vers les cultures. Les densités les plus élevées sont en Ecosse, dans le Yorkshire, le Pays de Galles et en Cornouailles. En Irlande, l'élevage allaitant est dense surtout dans le centre du pays.

Cette répartition géographique de l'élevage allaitant est le fruit de deux dynamiques spatiales inverses qui se sont succédées depuis le milieu des années quatre-vingt. Lors de l'instauration des quotas laitiers en 1984, de nombreuses petites exploitations ont dû arrêter la production laitière faute de quota suffisant. Une partie d'entre

elles s'est alors reconvertie dans l'élevage allaitant. A partir des années quatre-vingt, la mise en place de la Prime au Maintien du Troupeau de Vaches Allaitantes (PMTVA) est venue conforter cette évolution et, jusqu'à la fin des années 1990, un certain nombre de petits producteurs laitiers européens ont échangé leur quota contre des droits à PMTVA. De manière parallèle, et dans un contexte de limitation de la production laitière, de nombreux éleveurs laitiers ont aussi été amenés à développer un troupeau allaitant pour maximiser l'utilisation de leurs surfaces croissantes, notamment en herbe.

Ce mouvement de déconcentration de l'élevage allaitant a commencé à s'inverser en Europe à partir des années 2000 sous l'effet de la compétition croissante des autres productions pour l'occupation du territoire et de l'affectation de la main-d'œuvre dans des exploitations de plus en plus spécialisées. L'élevage bovin allaitant a eu tendance à se recentrer progressivement dans ses bassins d'origine et dans les zones herbagères à fortes contraintes. Au Royaume-Uni et en Irlande, le découplage total de la PMTVA depuis 2003 a contribué à la décapitalisation du cheptel allaitant et à sa concentration dans les zones où la compétition avec les autres productions, notamment la production laitière, était la moins forte. A contrario, en France et en Espagne, le couplage (partiel) de la PMTVA participe à l'ancrage de la production bovine allaitante sur le territoire. Cette tendance à la relocalisation « par défaut » des vaches allaitantes dans les zones défavorisées a été confortée par les aides directes attribuées dans le cadre du second pilier de la PAC, notamment l'ICHN (Indemnité Compensatoire de Handicaps Naturels) et la PHAE (Prime Herbagère Agro-Environnementale).

L'élevage allaitant français s'oriente surtout vers la production de génisses et de jeunes bovins (ou broutards) destinés à être engraisés dans le pays ou exportés en maigre, notamment vers l'Italie. La production allaitante espagnole est essentiellement constituée de très jeunes broutard(e)s, envoyé(e)s vers des centres d'engraissement spécialisés pour leur finition. Dans les îles Britanniques, l'élevage allaitant produit principalement des bœufs et des génisses, même si la production de jeunes bovins tend à se développer.

1.5.1.3 La production de viande ovine-caprine dans les Etats membres de l'UE

La production européenne de viande ovine (807 000 tec d'ovins abattus en 2014), en baisse sur longue période, est modeste comparativement à celle de la Chine (2,08 millions de tonnes, avec un taux d'autoapprovisionnement de 89%), mais supérieure à celle de l'Australie (720 000 tec, avec un taux d'autoapprovisionnement de 292%), de la Nouvelle-Zélande (486 000 tec, avec un taux d'autoapprovisionnement de 646%) ou de la Turquie (291 000 tec avec un taux d'autoapprovisionnement de 100%). Dans un contexte pourtant caractérisé par un niveau faible (et en baisse) de la consommation intérieure (1,9 kg par habitant et par an dans l'UE contre, par exemple, 16 kg en Nouvelle-Zélande et 10 kg en Australie), l'UE est déficitaire en viande ovine à hauteur d'environ 15%. Les pays européens les plus lourdement déficitaires sont la France (taux d'autoapprovisionnement de 45%), l'Allemagne (51%) et l'Italie (58%). En dépit d'une production élevée, le Royaume-Uni est tout juste à l'équilibre (102%). L'Irlande est le seul pays qui se détache vraiment sur ce plan avec un taux d'autoapprovisionnement de 300%.

Les principaux pays producteurs de viande ovine sont le Royaume-Uni (298 000 tec abattus en 2014), loin devant l'Espagne (112 000 tec), la France (80 000 tec), la Roumanie (69 000 tec) et l'Irlande (58 000 tec). La production ovine est marginale en Allemagne (dix fois moins qu'au Royaume-Uni) ainsi qu'aux Pays-Bas et au Danemark, pays où la concurrence foncière n'est pas favorable aux productions extensives d'herbivores. La production ovine est souvent localisée dans les zones défavorisées où les substitutions productives ne sont pas toujours faciles à imaginer.

A l'échelle de l'UE, les brebis allaitantes (40 millions de têtes) sont nettement plus nombreuses que les brebis laitières (26 millions de têtes). Ces dernières se retrouvent principalement en Roumanie, en Italie et en Grèce où elles représentent une part très élevée du cheptel ovin. Bien que ne représentant qu'une faible part des effectifs globaux de brebis, les brebis laitières sont également bien représentées en Bulgarie, en Espagne et dans quelques zones françaises (dont les Pyrénées-Atlantiques et l'Aveyron). La collecte européenne de lait de brebis s'élève à 1,3 millions de tonnes.

Au niveau du secteur caprin, la production européenne de viande s'élève en 2014 à seulement 55 900 tec. La contribution de l'UE à l'offre mondiale (5,3 millions de tonnes) est donc marginale comparativement à celle de l'Asie (70% du total mondial) et de l'Afrique (24%). Au sein de l'UE, la concentration géographique de l'offre de viande caprine est très forte, en raison du poids déterminant de la Grèce (42%, soit 23 900 tec), pays où la production a cependant baissé au cours de la période récente. Avec 8 600 tec, l'Espagne occupe la seconde

position devant la France (6 200 tec) et la Roumanie (5 300 tec). Cette production est insignifiante voire absente dans tous les autres Etats membres de l'UE.

Concernant l'activité laitière issue du secteur caprin, la production européenne est estimée à 2,1 millions de tonnes, soit une contribution qui équivaut à moins de 2% de la collecte de lait de vache. L'UE assure ainsi 12% de l'offre mondiale de lait de chèvres, loin derrière l'Asie (59%) et l'Afrique (23%). Au sein de l'UE, la hiérarchie des pays est distincte de celle présentée pour la viande caprine : la France occupe la première place (28% du total européen), devant l'Espagne (22%), la Grèce (16%), les Pays-Bas (11%) et la Roumanie (10%).

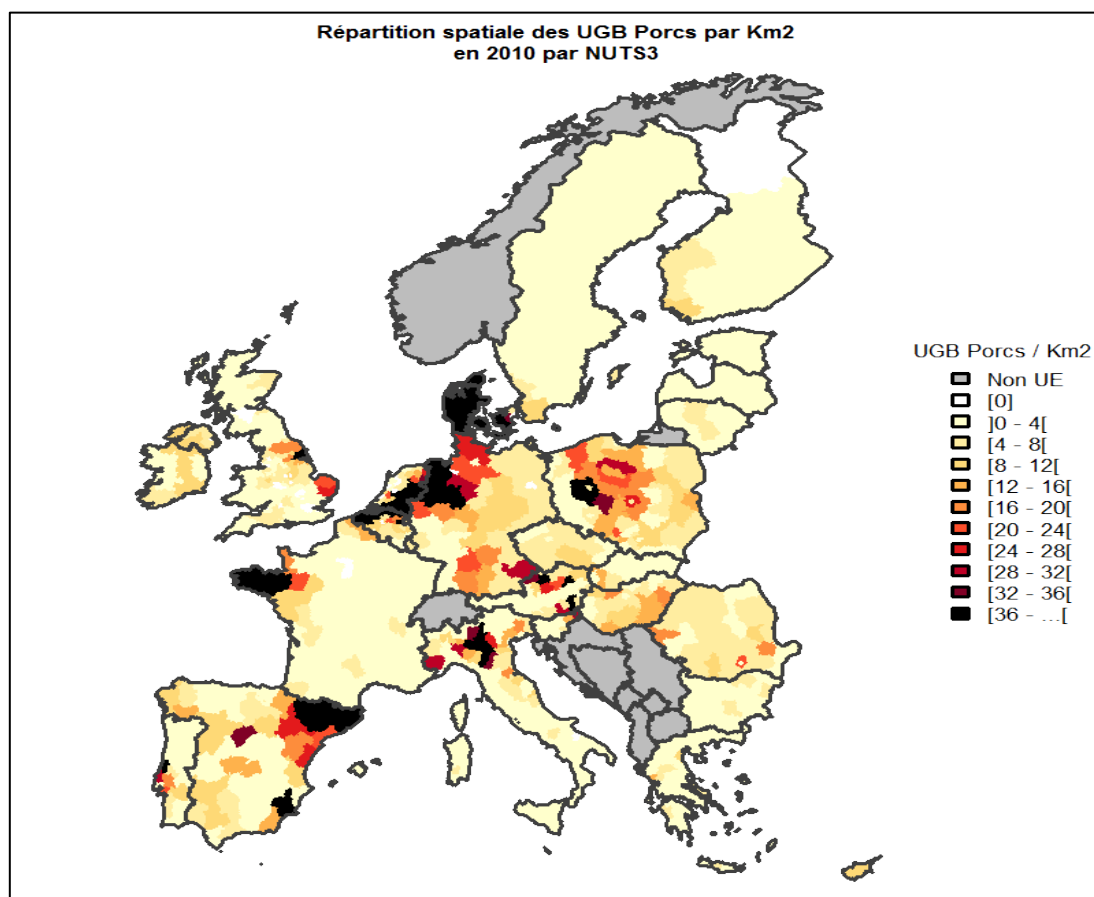
1.5.1.4 La production de viande porcine dans les Etats membres de l'UE

La production porcine de l'UE représente 22,1 millions de tec en 2014, soit la deuxième place mondiale loin derrière la Chine (56,7 millions de tec), mais nettement devant les Etats-Unis (10,3 millions de tec), le Brésil (3,3 millions de tec), la Russie (2,5 millions de tec) et le Canada (1,8 million de tec). D'après les statistiques de 2014 portant non pas sur la production (tableau 1.5.2) mais sur les abattages (248 millions de porcs ont été abattus dans l'UE), l'Allemagne occupe la première position européenne (23,6%) devant l'Espagne (17,3%), la France (9,5%), la Pologne (8,2%), le Danemark (7,5%) et les Pays-Bas (5,8%).

La production porcine européenne est fortement concentrée dans quelques « bassins » tels que le nord-ouest de l'Allemagne (32% des porcs allemands sont en Basse-Saxe et 25% en Rhénanie du Nord-Westphalie), le nord-est de l'Espagne (27% des porcs nationaux sont en Catalogne et 24% en Aragon), la Bretagne (56% des porcs français), le sud-est des Pays-Bas (47% des porcs sont dans le Brabant du Nord et 15% dans le Limbourg) et la Lombardie (47% des porcs italiens).

Si la production porcine a légèrement augmenté dans l'UE au cours de la dernière décennie (+1,5% entre 2004 et 2014), le cheptel de truies a, quant à lui, baissé en raison de l'amélioration des performances zootechniques individuelles. Cette évolution de la production européenne masque des mouvements assez contrastés selon les Etats membres, avec globalement un renforcement de la concentration de l'offre au bénéfice des leaders historiques. Ainsi, les deux premiers pays ont nettement amélioré leur position (+27% de production porcine en Allemagne et +17% en Espagne depuis 2004). La production de viande porcine (2,2 millions de tec en 2014) a, en revanche, légèrement baissé en France (-4%) sous l'influence d'une légère baisse de la consommation intérieure et d'importations accentuées en provenance de l'Espagne et de l'Allemagne. Le recul productif est encore plus net dans la plupart des pays de l'Europe Centrale et Orientale.

Figure 1.5.3. La densité d'UGB porcs au KM2 en 2010



Source : Eurostat - Traitement RMT Economie des filières animales – INRA Productions Animales, vol 28 (1)

La croissance très soutenue de la production porcine germanique sur la dernière décennie s'est appuyée sur des importations de porcelets, massives et en forte augmentation (environ 10 millions de têtes en 2014, six fois plus qu'en 2000), en provenance des Pays-Bas et du Danemark principalement. Le déficit en porcelets s'est creusé avec les investissements massifs dans l'engraissement et l'abattage des porcs dans le nord-ouest du pays. Les abattages ont plus augmenté que la production sous l'effet d'importations de porcs charcutiers. L'Allemagne abat environ 22% de porcs en plus qu'elle n'en produit, un phénomène en expansion, alors que le Danemark et les Pays-Bas n'ont abattu que 65% et 56% respectivement des porcs qu'ils ont fait naître (la France et l'Espagne abattent à peu près autant de porcs qu'elles en produisent). L'Allemagne est la principale destination des porcelets danois et néerlandais, avec 70% et 60% des flux respectivement.

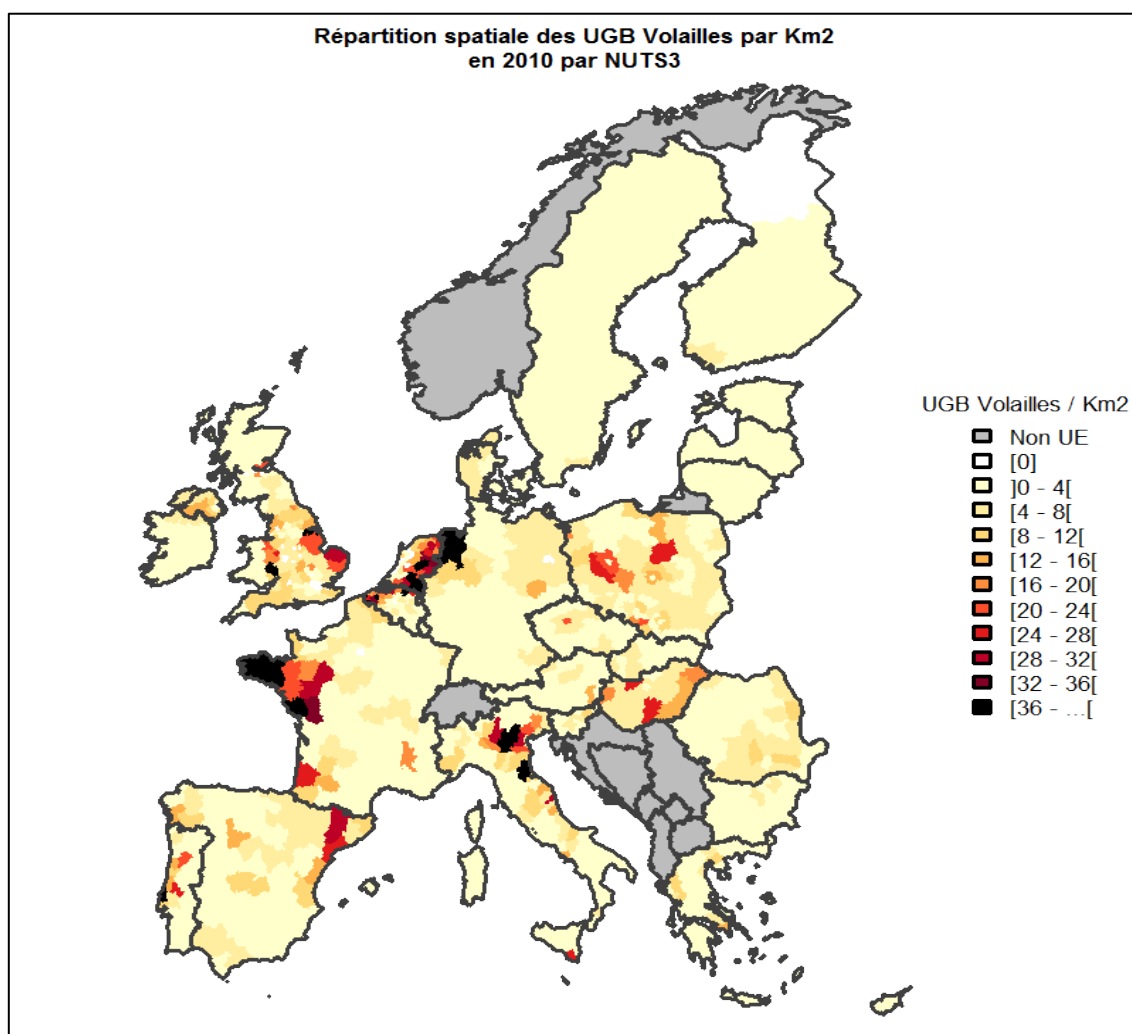
Ainsi, au cours des dix dernières années, l'Allemagne, les Pays-Bas et le Danemark ont constitué un bassin de production unique avec une spécialisation régionale des activités et des flux transfrontaliers importants d'animaux vivants. Dans un marché libéral, cette « coopération » reflète d'abord les différences de rentabilité des activités entre pays. L'industrie de l'abattage-découpe allemande tire un profit décisif de l'emploi d'une main-d'œuvre très bon marché issue d'Europe de l'est et de l'exploitation d'économies d'échelle. La taille moyenne des outils industriels d'abattage, évaluée à partir du nombre de porcs abattus dans les trois plus gros sites de chaque pays, est beaucoup plus grande en Allemagne, au Danemark voire aux Pays-Bas qu'en France. Ceci a permis aux abatteurs allemands de mieux payer les porcs aux éleveurs et de conquérir des marchés à l'export. En outre, l'Allemagne bénéficie d'une consommation intérieure soutenue en viande porcine, d'une position géographique privilégiée au cœur de l'Europe, de disponibilités foncières, d'une réglementation environnementale moins contraignante et d'une société jusqu'à peu moins regardante sur les extensions d'élevage. A l'opposé, l'export en vif du Danemark et des Pays-Bas traduit moins un choix stratégique qu'un durcissement des contraintes environnementales, qui pénalise lourdement l'engraissement.

1.5.1.5 La production de viande de volailles dans les Etats membres de l'UE

La production européenne de volailles s'élève à 13,6 millions de tec en 2014, soit 12% de la production mondiale. Elle est nettement inférieure à celle des Etats-Unis (20,3 millions de tec) et de la Chine (17,5 millions de tonnes), mais voisine de celle du Brésil (13 millions de tec). A l'échelle mondiale, la croissance attendue de la production de viande de volailles est rapide (environ +2,5% par an d'ici 2024 d'après la FAO et l'OCDE) ; cette viande deviendra d'ailleurs prochainement la première viande produite dans le monde, devant la viande porcine.

La production européenne de volailles, qui est en croissance du fait de la hausse de la consommation et d'une légère augmentation du solde commercial (du moins en volume), est géographiquement concentrée (figure 1.5.4). La France occupe, en 2014, la première position avec 1,82 million de tec, juste devant l'Allemagne (1,76 million de tec), la Pologne (1,75 million de tec, ce pays deviendra leader dès 2015), le Royaume-Uni (1,67 million de tec), l'Espagne (1,43 million de tec), l'Italie (1,24 million de tec) et les Pays-Bas (1,02 million de tec).

Figure 1.5.4. La densité d'UGB volailles au KM2 en 2010



Source : Eurostat - Traitement RMT Economie des filières animales – INRA Productions Animales, vol 28 (1)

La production avicole française est fortement concentrée dans les régions du Grand-Ouest, tout particulièrement en Bretagne (près du tiers de la production) où la filière du poulet dite du « grand export » est plus développée que dans d'autres régions françaises où les volailles sous signes de qualité sont proportionnellement plus fréquentes. Depuis 2000, et contrairement à plusieurs autres pays européens, la production française a baissé de l'ordre de 20%. La densité moyenne de volailles au km² a donc baissé dans la plupart des régions françaises, mais surtout en Bretagne. Ce recul, qui s'inscrit dans un contexte de croissance de la consommation intérieure, s'explique essentiellement par une perte de compétitivité de la France par rapport aux principaux concurrents.

En Allemagne, la production a pratiquement doublé depuis 2000. Elle se concentre surtout dans l'ouest et notamment en Basse-Saxe (près de la moitié de la production nationale). Aux Pays-Bas, le Brabant du Nord est la région historique de production mais la croissance s'opère désormais un peu plus au nord, à proximité de la Basse-Saxe. En Belgique, les Flandres réalisent près de 80% de la production nationale. Dans ces trois pays, les opérateurs des filières ont massivement investi dans les élevages et les outils industriels, massifié et standardisé la production pour favoriser les économies d'échelle. Les flux de volailles vivantes sont rares sauf entre ces trois pays (et le nord de la France) du fait d'opérateurs industriels présents dans les trois pays. Des poulets élevés en Belgique et en Allemagne sont abattus aux Pays-Bas, en surcapacité d'abattage, alors que des dindes produites aux Pays-Bas sont abattues en Allemagne. La grande majorité des poulets élevés dans le nord de la France sont abattus en Belgique et toutes les dindes de la région sont abattues en Allemagne.

Au Royaume-Uni, la production avicole, dense surtout au sud-est de l'Angleterre, est restée globalement assez stable au cours de la dernière décennie. C'est également le cas en Espagne où la production est surtout présente dans le nord-est du pays.

En Pologne, la production a triplé depuis 2000 pour atteindre un niveau supérieur à celui de la France en 2015. La forte croissance de la production de viande de volailles a été mise au profit d'un développement conséquent des exportations, y compris vers les pays tiers. Les investissements français (LDC, Drosed et Drop) et allemands (Wiesenhof, Drobimex) dans ce pays ont également contribué au développement de la production polonaise et à la croissance de ses exportations. La filière avicole polonaise se caractérise par un très faible niveau d'importations au prorata de la consommation domestique. En raison de sa compétitivité « prix » et de sa proximité géographique des nouveaux Etats membres de l'UE, ce pays connaît la plus forte progression européenne en termes de balance commerciale.

1.5.2 Les échanges de l'UE et des Etats membres en productions animales

Cette seconde partie porte sur les échanges (intra-UE et extra-UE) des Etats membres de l'UE dans le domaine des productions animales (toutes catégories confondues) au cours de la période 2000 à 2014. Après une présentation des données statistiques mobilisées, elle distingue successivement les exportations, les importations et la balance commerciale. Les échanges commerciaux des Etats membres pour les différentes filières ne sont pas traités ici mais dans la section 1.5.3.

1.5.2.1 Les principaux éléments méthodologiques

Les données statistiques sur les productions animales

Les données chiffrées relative à la production sont issues des statistiques publiées par la Direction générale de l'agriculture et du développement rural de la Commission européenne⁵⁰, de l'INSEE et de FranceAgriMer.

Les données statistiques sur les échanges en productions animales

Les données chiffrées qui suivent sont issues de traitements appliqués à la base de données « COMEXT » placée sous l'autorité d'Eurostat⁵¹. Cette base de données constitue la source officielle d'informations sur les échanges de l'UE-28 et de ses Etats membres.

Les statistiques du commerce extérieur couvrent les flux intra-UE et extra-UE (commerce avec les pays tiers) et elles suivent la valeur et la quantité de marchandises échangées. Les statistiques de COMEXT portent sur les transactions de plus de 11 000 produits catégorisés selon la nomenclature combinée (NC)⁵². Cette dernière est fondée sur la nomenclature du système harmonisé (SH) géré par l'Organisation mondiale des douanes (OMD)⁵³. Chaque sous-position de la NC est dotée d'un code à huit chiffres, appelé code NC, accompagné d'un libellé. En permettant de disposer partout dans le monde d'un seul et même code de désignation pour une même marchandise, le système harmonisé (SH) contribue à l'harmonisation des régimes douaniers, des procédures commerciales et douanières et facilite l'échange de données commerciales. Parallèlement, il participe à la réduction du coût des échanges. Il est en outre très souvent utilisé par les gouvernements, les organisations

⁵⁰ Statistiques sur la production agricole des Etats membres, voir DGAGRI ([ici](#)).

⁵¹ COMEXT, voir [ici](#).

⁵² Nomenclature combinée, voir [ici](#).

⁵³ Organisation Mondiale des Douanes, voir [ici](#).

internationales et le secteur privé à bien d'autres fins telles que la détermination des droits et taxes, l'élaboration des politiques commerciales, la surveillance du commerce de certaines marchandises réglementées, l'élaboration des règles d'origine, l'établissement des frais de transport, le recueil des statistiques relatives aux transports, l'analyse économique, etc.

Au niveau de l'UE, et suite de l'adoption du marché unique le 1^{er} janvier 1993, les formalités douanières entre les Etats membres ont été supprimées. Un nouveau système de collecte de données (« intrastat ») a alors été mis en place pour le commerce intra-communautaire. Dans ce système, les données relatives au commerce intra-communautaire sont collectées directement auprès des opérateurs commerciaux, qui envoient une déclaration mensuelle à l'administration nationale. Les informations sur le commerce extra-communautaire et intra-communautaire sont collectées tous les mois par les Etats membres. Les données relatives au commerce extérieur sont soumises à de fréquentes révisions, à la suite d'erreurs, d'omissions ou de déclarations tardives par les fournisseurs d'informations (particulièrement dans le système Intrastat).

La définition des six secteurs étudiés pour l'analyse des échanges

Partant de la base de données COMEXT et de la nomenclature NC, un travail spécifique a été conduit de manière à relier chaque code pertinent de la nomenclature NC aux six secteurs (ou filières) ci-après (secteurs qui regroupés correspondent aux termes « productions animales ») : le secteur laitier, le secteur bovin, le secteur ovin-caprin, le secteur porcin, le secteur avicole et le secteur résiduel des productions animales. Pour chacune de ces six filières, les regroupements des codes NC ont été réalisés avec l'objectif de trouver une correspondance aussi précise que possible avec les travaux publiés par FranceAgriMer et/ou le CNIEL (Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière) sur le commerce extérieur de la France. Si une valeur agrégée pour chacun de ces six secteurs est souvent proposée pour aller à l'essentiel dans la présentation des résultats, des déclinaisons plus fines sont possibles par sous-agrégats. Quelques précisions pour chaque secteur sont nécessaires pour bien cerner le spectre couvert :

* Le secteur laitier regroupe les activités laitières issues des vaches, des chèvres et des brebis. Il ne s'agit donc pas uniquement de la transformation du lait de vaches, même si celle-ci occupe, du moins à l'échelle européenne, une place prépondérante. Les données chiffrées du secteur laitier rassemblent deux grandes catégories de produits :

- Les « produits laitiers » qui couvrent douze types de produits : le lait liquide, le lait aromatisé, les yaourts et laits fermentés, le lait concentré, la poudre de lait écrémé, la poudre de lait entier, la poudre de lactosérum, le lait infantile, la crème, le beurre et les pâtes à tartiner, les fromages et le sirop de lactose.

- Les « produits à base de lait » qui couvrent six types de produits : les glaces, les produits d'allaitements pour animaux, les préparations alimentaires, le babeurre, le lactosérum et les composants naturels du lait.

* Le secteur bovin regroupe les bovins vivants et la viande bovine (gros bovins et veaux).

- Pour les bovins vivants, cinq types peuvent être distingués : les veaux destinés à l'engraissement (avec la possibilité de distinguer si nécessaire ceux de moins de 80 kg, ceux compris entre 80 kg et 160 kg et ceux compris entre 160 kg et 300 kg) ; les veaux destinés à la boucherie (dont ceux compris entre 80 kg et 160 kg et ceux compris entre 160 kg et 300 kg) ; les bovins reproducteurs (avec la possibilité de séparer les génisses, les vaches et les mâles) ; les gros bovins (plus de 300 kg) destinés à l'engraissement (avec également la possibilité de séparer les génisses, les vaches et les mâles) ; les gros bovins (plus de 300 kg) destinés à la boucherie (toujours avec la possibilité de séparer les génisses, les vaches et les mâles).

- Pour la viande bovine, quatre types de produits peuvent être identifiés : la viande fraîche et réfrigérée (en dissociant en cas de besoin les quartiers dits compensés, les carcasses ou demi-carcasses, les quartiers avant attenants ou séparés, les quartiers arrière attenants ou séparés, les autres quartiers, les viandes désossées, les onglets et hampes) ; la viande congelée ; la viande salée, séchée et fumée (VSSF) ; les préparations à base de viande bovine.

* Le secteur ovin-caprin regroupe les ovins et caprins vivants et la viande ovine et caprine.

- Pour les animaux vivants, cinq types peuvent être distingués : les ovins reproducteurs ; les agneaux ; les autres ovins vivants ; les caprins reproducteurs et les autres caprins.

- Pour la viande ovine et caprine, trois types de produits peuvent être identifiés : la viande fraîche et réfrigérée (avec la possibilité de dissocier les ovins, les caprins et les abats d'ovins et de caprins) ; la viande congelée (avec également la possibilité de dissocier les ovins, les caprins et les abats d'ovins et de caprins) ; les produits transformés (dont la viande salée, séchée et fumée, les préparations à base de viande ovine et les préparations à base de viande caprine).

* Le secteur porcin regroupe les porcs vivants et la viande porcine.

- Pour les porcs vivants, quatre types peuvent être distingués : les reproducteurs ; les porcelets ; les porcs charcutiers ; les truies de réforme.

- Pour la viande porcine, sept types peuvent être identifiées : les carcasses fraîches, réfrigérées et congelées ; les pièces fraîches, réfrigérées et congelées (en distinguant en cas de besoin la longe, la poitrine, le jambon, l'épaule, les autres pièces avec os et les pièces désossées) ; les abats ; les graisses (lard et saindoux) ; la viande salée, séchée et fumée ; les saucisses ; les préparations à base de viande porcine.

* Le secteur avicole regroupe les œufs, les volailles vivantes et les viandes de volailles.

- Pour les œufs, un seul agrégat est considéré ici.

- Pour les volailles vivantes, plusieurs types peuvent être distingués : gallus, canard, oies, dindes, pintades.

- Pour la viande de volailles, quatre types peuvent être identifiés : les poulets (en distinguant les poulets entiers frais, les poulets entiers congelés, les poulets en morceaux frais, les poulets en morceaux congelés et les préparations à base de poulets) ; les dindes (en distinguant les dindes entières et fraîches, les dindes entières et congelées, les dindes en morceaux frais, les dindes en morceaux congelés, les préparations à base de dindes) ; les autres volailles (en distinguant les canards entiers frais, les canards entiers congelés, les oies entières fraîches, les oies entières congelées, les pintades entières fraîches, les pintades entières congelées, les autres volailles en morceaux frais, les autres volailles en morceaux congelés et les autres préparations) ; les viandes saumurées.

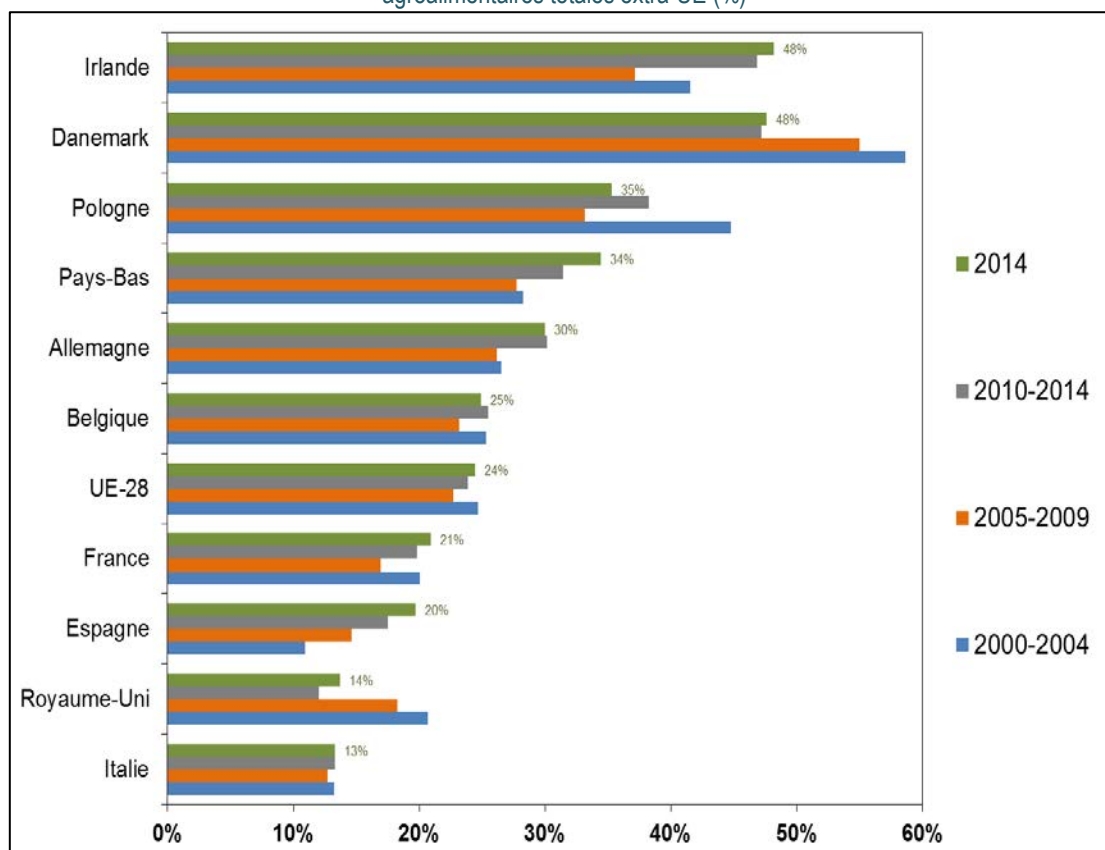
* Les autres productions animales regroupent essentiellement les produits animaux résiduels (non intégrés aux cinq secteurs précités) et issus des chevaux, des ânes, des lapins, des pigeons et des abeilles.

1.5.2.2 Les exportations de l'UE en productions animales

Les productions animales représentent 24% de l'ensemble des exportations agroalimentaires de l'UE à destination des pays tiers. Ce taux a très peu varié au cours de la période 2000 à 2014. Ainsi, plusieurs autres secteurs jouent un rôle important à ce niveau, dont notamment les vins et spiritueux, les céréales et les préparations alimentaires. Ce taux varie cependant en fonction de la spécialisation agricole des pays (figure 1.5.5). En 2014, il avoisine 50% en Irlande (où il est en progression depuis 2000) et au Danemark (où il est en recul). Il est inférieur à la moyenne communautaire en France (21%), en Espagne (20%), au Royaume-Uni (14%) et en Italie (13%).

En ce qui concerne les seuls échanges intra-UE, les productions animales occupent une place un peu plus importante avec 27% du total des flux agroalimentaires. La hiérarchie entre Etats membres est globalement peu modifiée par rapport à ce qui prévalait pour les exportations extra-UE. Ainsi, ce taux est record en Irlande (67%) et au Danemark (58%). Il est inférieur à la moyenne communautaire au Royaume-Uni (26%), en Belgique (25%), en France (25%), aux Pays-Bas (22%), en Italie (19%) et en Espagne (18%).

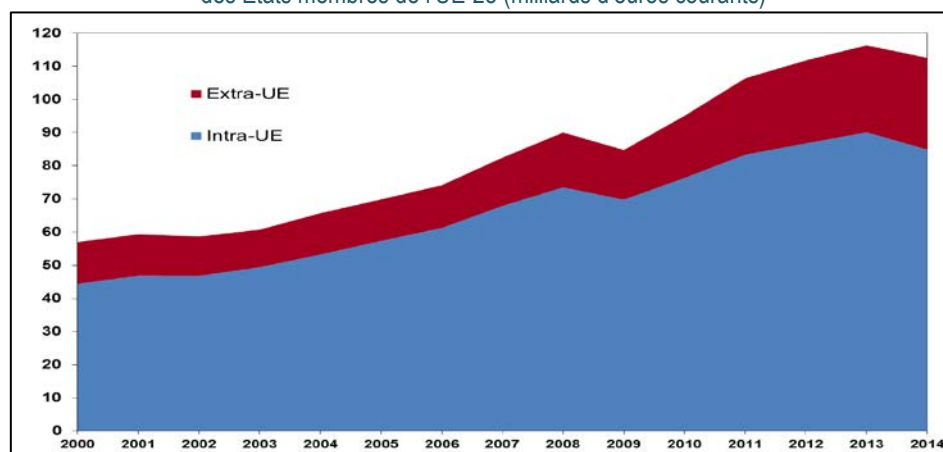
Figure 1.5.5. Le poids des productions animales dans les exportations agroalimentaires totales extra-UE (%)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La somme des exportations (intra-UE et extra-UE) des 28 Etats membres de l'UE en productions animales s'élève à 112 milliards d'euros en 2014 contre 60 milliards d'euros en 2000 (figure 1.5.6). Cette augmentation de 52 milliards d'euros en monnaie courante au cours de la période résulte pour 37 milliards des exportations intra-UE et pour 15 milliards d'euros des exportations vers les pays tiers. La part des pays tiers dans le total des exportations en productions animales passe ainsi de 20% en 2000 à 25% en 2014. Le commerce intra-communautaire a donc clairement une influence sur la dynamique productive de chaque Etat membre ; les pays les plus compétitifs ayant la possibilité de développer leur offre intérieure pour exporter vers les pays voisins, d'autant que ces exportations portent sur des biens souvent plus générateurs de valeur ajoutée qu'à l'international (produits plus transformés, moindre coûts de transport, etc.).

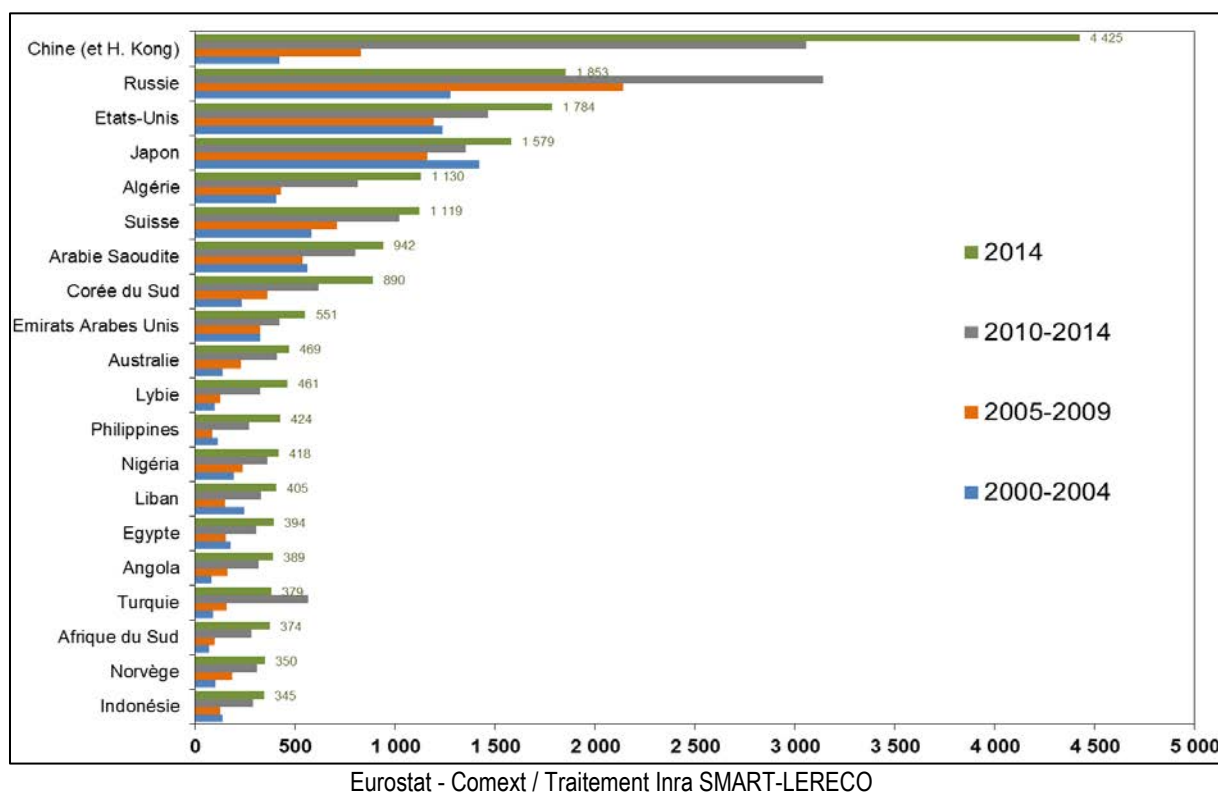
Figure 1.5.6. Les exportations extra-UE et intra-UE en productions animales des Etats membres de l'UE-28 (milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

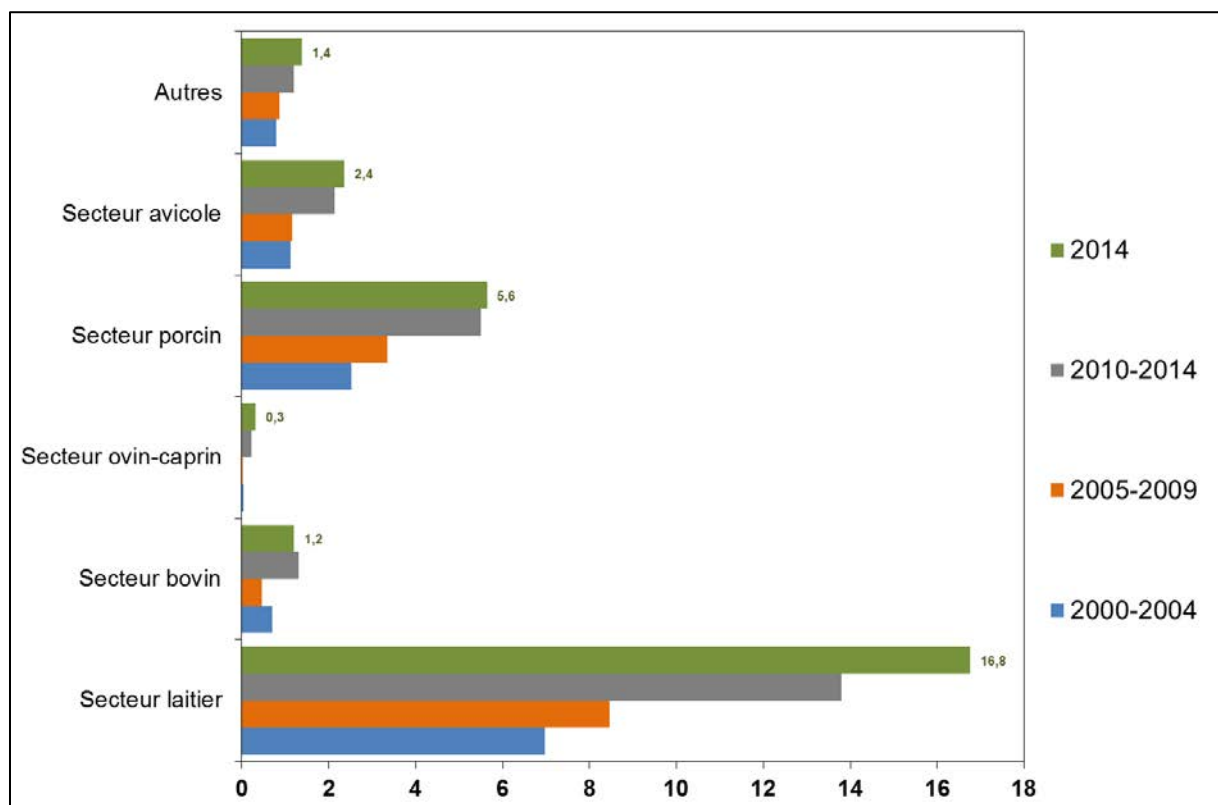
En 2014, les exportations extra-UE de l'UE-28 en productions animales relèvent pour 68% de ses vingt premiers pays clients (figure 1.5.7). Ces mêmes 20 pays clients comptaient déjà pour 65% des flux constatés en 2000. La Chine (avec Hong-Kong) est devenue le premier partenaire commercial avec près du quart de l'ensemble des exportations européennes en productions animales (+4 milliards d'euros depuis 2000). La Russie, où un embargo sur une partie des exportations agroalimentaires européennes est appliqué depuis août 2014, occupe la seconde position avec 19% du total des exportations en moyenne sur la période 2010 à 2014. Les Etats-Unis sont au troisième rang (10% du total en 2014), mais avec une plus grande stabilité des flux sur la période. Le Japon est désormais au quatrième rang (8% du total en 2014) alors qu'il était premier au cours de la période 2000-2004. Les pays qui viennent ensuite sont, en 2014, l'Algérie (6%), la Suisse (6%), l'Arabie Saoudite (5%), la Corée du Sud (5%) et les Emirats arabes unis (3%).

Figure 1.5.7. Les principaux clients des exportations extra-UE de l'UE-28 en productions animales (millions € courants)



En 2014, les exportations extra-UE de l'UE-28 en productions animales relèvent pour 60% du secteur laitier, 20% du secteur porcin, 9% du secteur avicole, 4% du secteur bovin et 1% du secteur ovin-caprin (l'agrégat des autres produits animaux couvre 5%). Le secteur laitier a contribué pour près des deux tiers à la croissance des exportations extra-UE de productions animales observée depuis 2000 (figure 1.5.8).

Figure 1.5.8. Les exportations extra-UE de l'UE-28 en productions animales selon les types de produits (milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

En 2014, les pays du Top 10 participent pour 87% aux exportations de l'UE-28 en productions animales, tant en intra-UE qu'en extra-UE. Cette contribution est légèrement supérieure à leur participation aux volumes totaux de productions animales. Au niveau exportations extra-UE, ce sont les Pays-Bas qui arrivent en tête (avec 20% du total de l'UE), devant la France (15%), l'Allemagne (14%) et, plus loin derrière, le Danemark (9%) et l'Espagne (6%). Ces cinq pays cumulent pratiquement les deux tiers des exportations extra-UE de productions animales (contre seulement 12% pour les treize nouveaux Etats membres). Au niveau des exportations intra-UE, la hiérarchie des pays est un peu différente : l'Allemagne arrive, cette fois, en première position (20%), devant les Pays-Bas (15%) et la France (12%).

Entre 2000-2004 et 2014, tous les Etats membres du Top 10 ont enregistré une hausse (en monnaie courante) de leurs exportations de productions animales vers les pays tiers (tableau 1.5.3). Le total de la croissance européenne résulte pour un peu plus de la moitié de seulement trois pays, à savoir les Pays-Bas (22% de la croissance), l'Allemagne (17%) et la France (15%). L'efficacité logistique du port de Rotterdam et le savoir-faire commercial des néerlandais sont ainsi de nouveau réaffirmés. Les treize nouveaux Etats membres n'ont contribué que pour 14% à cette croissance en externe.

Tableau 1.5.3. Les exportations en productions animales des Etats membres de l'UE-28
(milliards d'euros courants)

	Exportations extra-UE				Exportations intra-UE				Exportations totales			
	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014
Allemagne	1,41	1,94	3,73	4,00	9,17	13,76	17,53	17,46	10,58	15,69	21,25	21,46
Belgique	0,56	0,75	1,11	1,25	5,14	5,78	6,95	6,76	5,70	6,52	8,06	8,01
Danemark	2,27	2,30	2,41	2,35	3,57	4,25	5,26	4,99	5,83	6,55	7,67	7,33
Espagne	0,33	0,58	1,27	1,70	2,44	3,51	4,60	4,73	2,77	4,10	5,87	6,44
France	1,97	2,17	3,76	4,22	7,86	8,80	9,73	9,83	9,84	10,97	13,49	14,05
Irlande	0,48	0,34	0,68	0,87	2,79	3,67	4,67	5,21	3,27	4,02	5,34	6,09
Italie	0,62	0,78	1,25	1,43	2,11	2,89	3,96	3,97	2,73	3,67	5,22	5,40
Pays-Bas	2,23	2,60	4,57	5,67	8,60	11,16	13,90	12,52	10,83	13,77	18,47	18,19
Pologne	0,39	0,54	1,32	1,48	0,61	2,68	4,24	4,93	1,00	3,22	5,56	6,41
Roy-Uni	0,76	0,67	0,95	1,22	2,06	2,58	3,44	3,76	2,82	3,25	4,38	4,98
Top 10	11,01	12,67	21,03	24,18	44,34	59,08	74,27	74,17	55,35	71,75	95,30	98,35
Autres UE15	0,49	0,81	1,47	1,65	2,27	3,56	4,63	4,91	2,76	4,37	6,10	6,56
Autres NEM13	0,65	0,83	1,65	1,82	1,53	3,31	5,39	5,82	2,19	4,15	7,04	7,64
UE-28	12,15	14,31	24,15	27,66	48,15	65,95	84,29	84,89	60,30	80,26	108,4	112,5

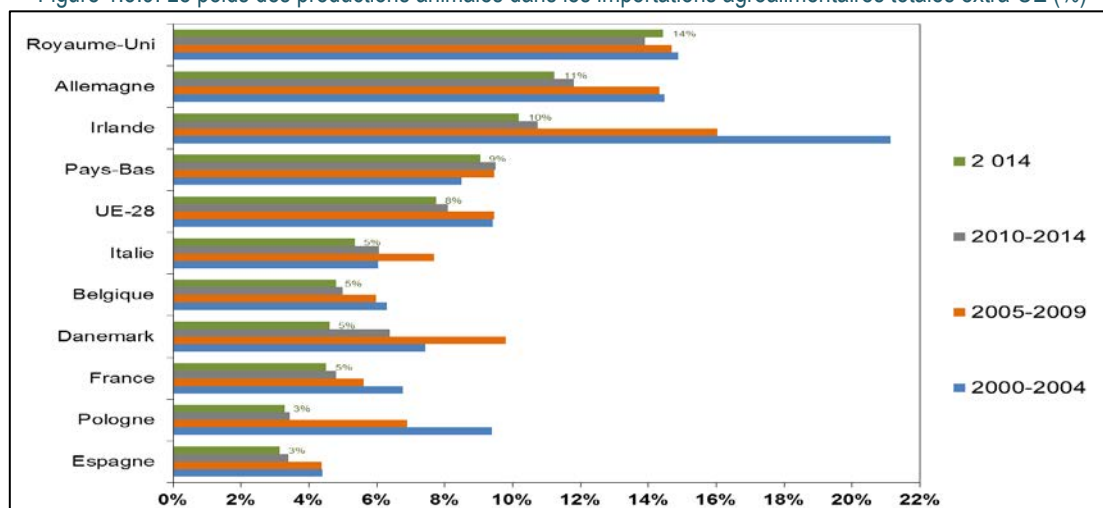
Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La croissance des exportations intra-UE en productions animales résulte pour 83% des pays du Top 10. Elle tient d'abord aux trois pays suivants : l'Allemagne (23% de la croissance des flux internes totaux), la Pologne (12%) et les Pays-Bas (11%). Avec seulement 5% du total, la France est ici nettement décrochée par rapport à la situation qui prévaut sur les marchés extra-UE. Il s'agit là d'une manifestation de sa perte de compétitivité et/ou d'influence sur le marché intérieur communautaire, notamment dans les filières de granivores (porcs et volailles).

1.5.2.3 Les importations de l'UE et des Etats membres en productions animales

Les productions animales contribuent de façon assez modeste aux importations agroalimentaires totales de l'UE en provenance de pays tiers (8% en 2014 et 9% en 2000). En 2014, ce taux est même inférieur à 15% pour tous les pays du Top 10. Il atteint son niveau maximal au Royaume-Uni (14%) et son niveau minimal en Espagne (3%, soit un peu moins que la France : 5%). De plus, ce taux est en recul (ou en stabilité) pour tous les pays étudiés (figure 1.5.9). Les importations de l'UE résultent en effet surtout des produits exotiques (fruits, café, thé, cacao, huile de palme), des fruits et légumes (pays méditerranéens) et aussi des vins du nouveau monde. Elles concernent aussi le soja, qui importé massivement du continent américain, sans l'application de droits de douane aux frontières de l'UE (concession accordée lors de négociations commerciales multilatérales passées), pour compléter les rations apportées aux animaux européens.

Figure 1.5.9. Le poids des productions animales dans les importations agroalimentaires totales extra-UE (%)

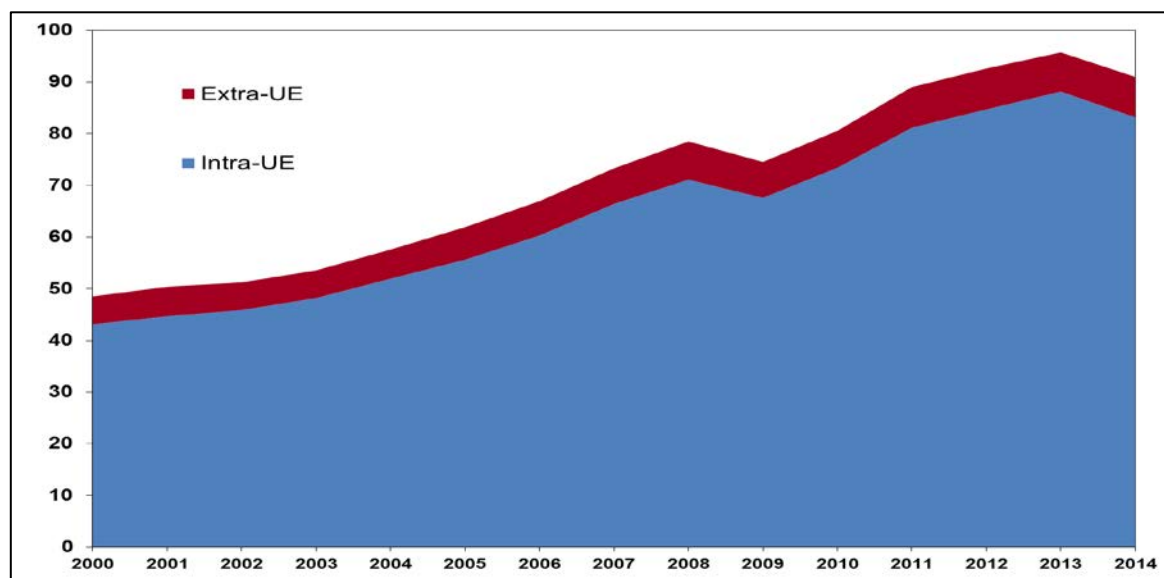


Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La contribution des productions animales aux échanges agroalimentaires intra-UE est, quant à elle, nettement plus importante (27% du total en 2014 comme en 2000). Parmi les pays du Top 10, ce taux est minimal aux Pays-Bas (24%) et en Allemagne (24%) où les différentes productions animales sont bien représentées ; il est maximal en Italie (37%) où les productions végétales méditerranéennes et le vin sont déjà présents en abondance. Il est voisin de la moyenne communautaire dans la plupart des autres pays, dont la France.

La somme des importations (intra-UE et extra-UE) en productions animales des 28 Etats membres atteint 91 milliards d'euros en 2014 contre 52 milliards d'euros en 2000 (figure 1.5.10). La progression (+39 milliards d'euros en monnaie courante) résulte à 94% de la dynamique interne à l'UE. Les importations en provenance de pays tiers en productions animales sont passées de 5,4 milliards d'euros en 2000 à 7,8 milliards d'euros en 2014 (ce dernier montant équivaut à un peu moins de 5% de la valeur totale des produits animaux – cf. tableau 1.5.1). Ainsi, en 2014, les pays tiers ne comptent que pour 9% des importations des Etats membres en productions animales (intra-UE et extra-UE).

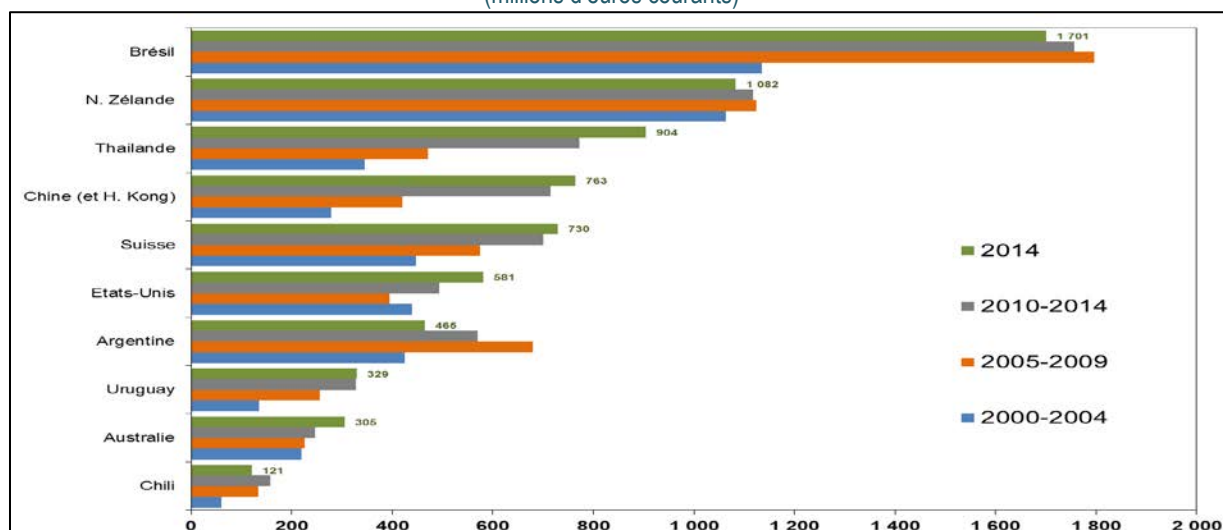
Figure 1.5.10. Les importations extra-UE et intra-UE en productions animales des Etats membres de l'UE-28 (milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

En 2014, les importations de l'UE en productions animales en provenance de pays tiers relèvent à 89% de seulement dix pays (figure 1.5.11). Ces pays ont amélioré leur positionnement au cours de la période étudiée car ils n'assuraient que 83% des flux en 2000. Après une période de croissance, les deux premiers fournisseurs de l'UE, le Brésil (22% du total des importations en 2014) et la Nouvelle-Zélande (14%), ne sont plus dans en phase d'augmentation de leurs exportations en productions animales à destination de l'UE. La Thaïlande, qui couvre 11% du total des importations européennes, progresse encore en raison surtout de ses exportations de préparations de volailles. A l'heure des négociations sur le traité transatlantique, force est de constater que les Etats-Unis contribuent, du moins pour le moment encore, que faiblement aux approvisionnements européens.

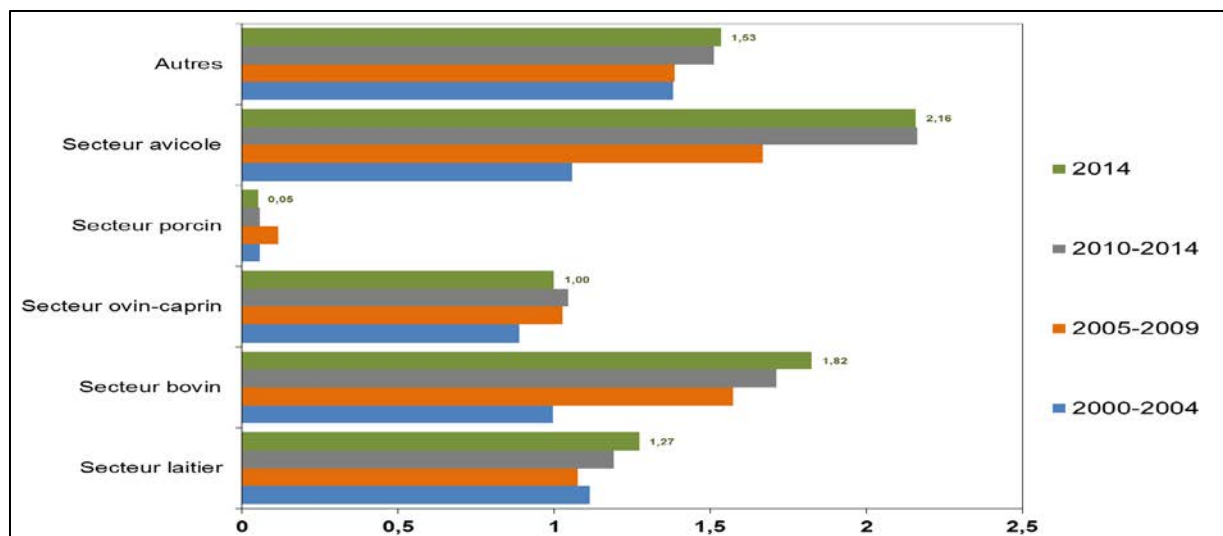
Figure 1.5.11. Les principaux fournisseurs de l'UE-28 en productions animales
(millions d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Les importations extra-UE de l'UE en productions animales relèvent pour 28% du secteur avicole, 23% du secteur bovin, 16% du secteur laitier, 13% du secteur ovin-caprin et seulement 1% du secteur porcin (et 20% pour les autres produits animaux). Pour trois secteurs (laitier, ovin-caprin et porcin), le niveau des importations est resté stable au cours de la période étudiée (figure 1.5.12).

Figure 1.5.12. Les importations extra-UE de l'UE en productions animales selon les types de produits
(milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Les importations de l'UE en provenance des pays tiers relèvent pour près des trois quarts de seulement trois Etats membres, à savoir les Pays-Bas (25% en 2014), le Royaume-Uni (24%) et l'Allemagne (23%). Les treize nouveaux Etats membres jouent sur ce plan un rôle marginal avec moins de 3% du total de l'UE (soit moins que la seule contribution française pourtant déjà faible : 5%). Les flux à l'import en provenance des marchés internationaux sont largement influencés par la structuration des entreprises et par l'efficacité des dispositifs logistiques (dont les ports). En se focalisant sur les seuls flux de productions animales entre Etats membres, le niveau de concentration est moindre. Le premier pays importateur est l'Allemagne (16% du total) devant le Royaume-Uni (13%), l'Italie (11%) et la France (11%). Les pays du Top 10 sont à l'origine de 80% des importations (intra-UE et extra-UE) de productions animales en 2014 contre 86% en 2000 (tableau 1.5.4). Ce léger recul tient à une augmentation de la part occupée par les treize nouveaux Etats membres (de 4,4% en 2000 à 12,4% en 2014).

Tableau 1.5.4. Les importations en productions animales des Etats membres de l'UE-28 (milliards d'euros courants)

	Importations extra-UE				Importations intra-UE				Importations totales (extra et intra-UE)			
	2000- 2004	2005- 2009	2010- 2014	2014	2000- 2004	2005- 2009	2010- 2014	2014	2000- 2004	2005- 2009	2010- 2014	2014
Allemagne	1,31	1,60	1,81	1,78	8,50	11,20	13,85	13,31	9,80	12,80	15,66	15,09
Belgique	0,26	0,32	0,33	0,35	3,62	4,25	5,33	5,37	3,87	4,58	5,66	5,73
Danemark	0,08	0,12	0,10	0,07	0,97	1,47	1,97	2,05	1,05	1,60	2,07	2,13
Espagne	0,20	0,28	0,28	0,28	2,56	3,41	3,87	3,74	2,77	3,68	4,15	4,02
France	0,36	0,35	0,40	0,40	5,57	6,79	8,76	9,35	5,93	7,14	9,16	9,75
Irlande	0,14	0,10	0,09	0,09	0,80	1,29	1,70	2,08	0,94	1,39	1,78	2,17
Italie	0,36	0,53	0,55	0,53	7,51	8,64	9,88	9,51	7,87	9,17	10,43	10,04
Pays-Bas	0,84	1,26	1,87	1,95	3,72	4,83	6,53	6,19	4,56	6,10	8,40	8,15
Pologne	0,10	0,09	0,07	0,08	0,32	1,38	2,81	3,06	0,42	1,47	2,88	3,14
Roy-Uni	1,42	1,59	1,71	1,87	6,32	8,32	9,98	10,54	7,75	9,91	11,69	12,42
Top 10	5,07	6,24	7,21	7,41	39,88	51,58	64,67	65,20	44,95	57,83	71,87	72,62
Autres UE-15	0,20	0,29	0,28	0,28	5,26	7,71	9,65	9,88	5,46	8,00	9,93	10,16
Autres NEM-13	0,23	0,31	0,19	0,15	1,63	4,92	7,81	8,08	1,86	5,23	8,00	8,23
UE-28	5,49	6,84	7,67	7,84	46,78	64,21	82,12	83,17	52,27	71,05	89,80	91,01

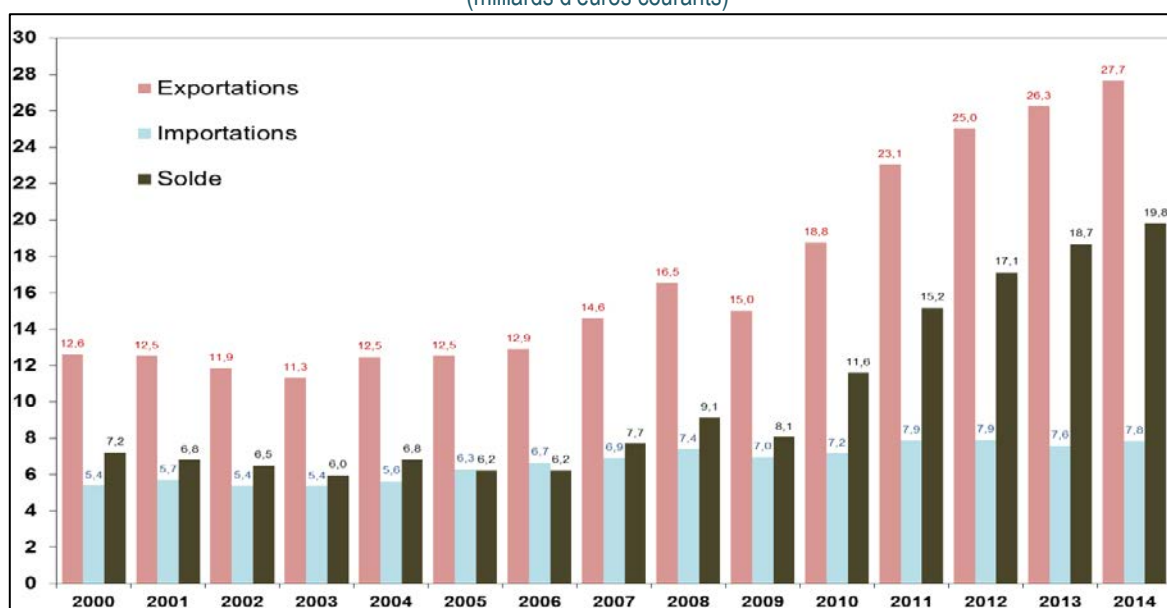
Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

1.5.2.4 Le solde commercial de l'UE et des Etats membres en productions animales

Le solde commercial de l'UE en productions animales avec les pays tiers s'est amélioré au cours de la période en passant de 7,2 milliards d'euros en 2000 à 19,8 milliards d'euros en 2014, soit une hausse de 12,6 milliards d'euros (figure 1.5.13). Cette augmentation, qui peut être mise au regard de l'évolution de la valeur des productions animales (+42 milliards d'euros en monnaie courante au cours de la période), s'explique par le fait que la croissance des exportations (+15,1 milliards d'euros) a été plus rapide que celle des importations (+2,4 milliards d'euros). Cette amélioration de la balance commerciale de l'UE en valeur ne signifie pas nécessairement que cela ait entraîné une augmentation proportionnelle des volumes commercialisés pour au moins deux raisons :

- i) la valeur unitaire des produits vendus a augmenté sous l'effet de la hausse tendancielle des cours internationaux depuis 2000 (en dépit de la forte volatilité) ;
- ii) les produits commercialisés intègrent parfois une valeur ajoutée générée par l'aval de la filière (composition et technologie du produit transformé).

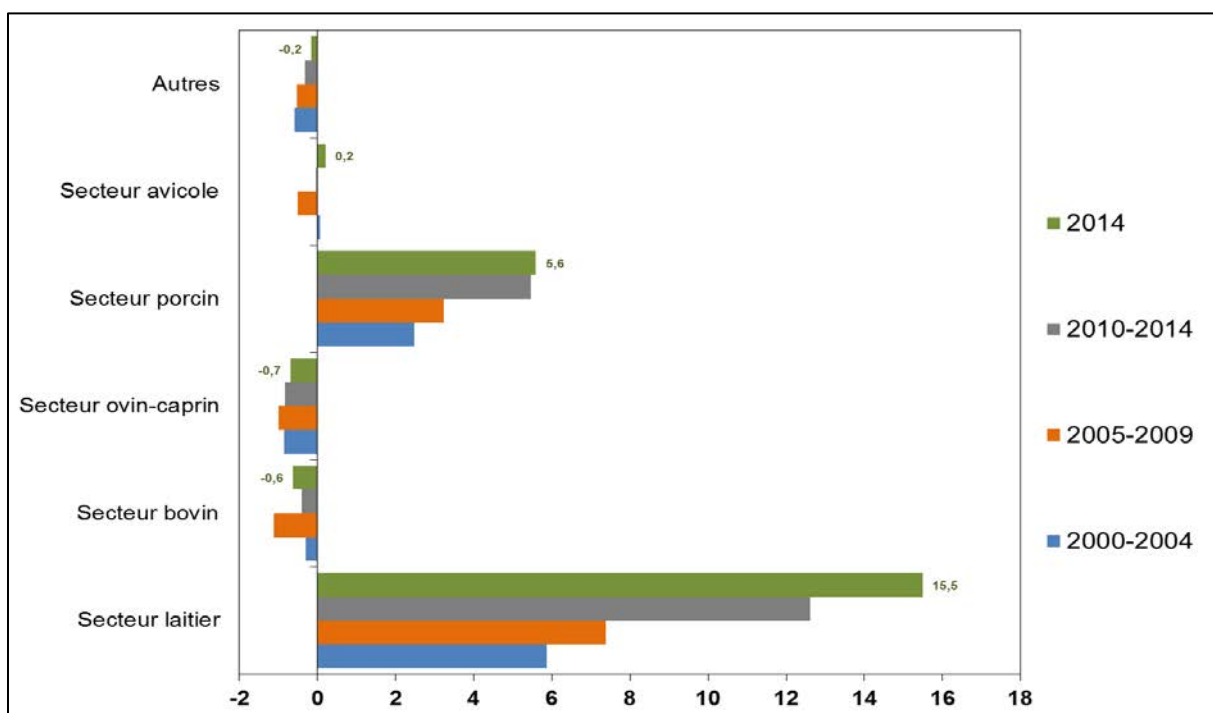
Figure 1.5.13. Les échanges de l'UE-28 en productions animales avec les pays tiers (milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Le solde commercial positif de l'UE en productions animales avec les pays tiers tient principalement au secteur laitier (+15,5 milliards d'euros en 2014) et au secteur porcin (+5,6 milliards d'euros). Neutre pour le secteur avicole, le solde est légèrement détérioré pour les secteurs bovins et ovins-caprins. L'amélioration du solde est particulièrement nette pour le secteur laitier (figure 1.5.14).

Figure 1.5.14. La balance commerciale extra-UE de l'UE en productions animales (milliards d'euros courants)



Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

L'évolution du solde commercial des principaux Etats membres de l'UE en productions animales est un critère important pour discuter des gains et pertes de compétitivité. Dans un contexte de relative stabilité (voir de baisse dans certains pays/secteurs) de la consommation de produits animaux, seule une amélioration des performances commerciales peut permettre un développement intérieur de la production.

Tableau 1.5.5. Le solde commercial en productions animales des Etats membres de l'UE-28
(milliards d'euros)

	Solde extra-UE				Solde intra-UE				Solde total (extra et intra-UE)			
	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2014
Allemagne	0,11	0,34	1,92	2,22	0,67	2,56	3,68	4,15	0,77	2,90	5,60	6,37
Belgique	0,30	0,42	0,78	0,90	1,53	1,52	1,61	1,39	1,82	1,95	2,39	2,29
Danemark	2,18	2,17	2,31	2,27	2,60	2,78	3,29	2,94	4,78	4,95	5,60	5,21
Espagne	0,13	0,31	0,99	1,43	-0,12	0,11	0,73	0,99	0,01	0,41	1,72	2,42
France	1,61	1,82	3,36	3,82	2,30	2,01	0,97	0,49	3,91	3,83	4,33	4,31
Irlande	0,34	0,24	0,59	0,78	1,99	2,38	2,97	3,14	2,33	2,62	3,56	3,92
Italie	0,26	0,25	0,70	0,90	-5,40	-5,75	-5,92	-5,54	-5,14	-5,50	-5,21	-4,65
Pays-Bas	1,39	1,34	2,70	3,72	4,88	6,33	7,37	6,33	6,27	7,67	10,07	10,05
Pologne	0,29	0,45	1,25	1,40	0,29	1,31	1,44	1,87	0,58	1,76	2,68	3,27
Royaume-Uni	-0,66	-0,92	-0,77	-0,65	-4,27	-5,75	-6,54	-6,79	-4,93	-6,67	-7,31	-7,44
Top 10	5,94	6,42	13,82	16,77	4,46	7,50	9,60	8,96	10,40	13,92	23,42	25,74
Autres UE-15	0,29	0,52	1,19	1,37	-2,99	-4,15	-5,02	-4,97	-2,70	-3,63	-3,83	-3,60
Autres NEM-13	0,43	0,52	1,46	1,67	-0,10	-1,60	-2,42	-2,27	0,33	-1,08	-0,96	-0,59
UE-28	0,11	0,34	1,92	2,22	---	---	---	---	---	---	---	---

Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Entre 2000-2004 et 2014, le solde total en productions animales (avec les pays partenaires de l'UE et les pays tiers) s'est amélioré (en monnaie courante) pour tous les pays étudiés à l'exception du Royaume-Uni où le déficit déjà observé en début de période s'est encore accentué (tableau 1.5.5). Un seul autre pays du Top 10, l'Italie, présente une balance commerciale déséquilibrée en 2014. Les cinq pays ayant le plus bénéficié d'une amélioration de leur balance commerciale en productions animales sont l'Allemagne (+5,6 milliards d'euros, dont +3,4 milliards avec les pays partenaires de l'UE), les Pays-Bas (+3,8 milliards d'euros, dont +1,4 milliard d'euros avec pays européens), la Pologne (+2,7 milliards d'euros dont +1,6 milliard avec les pays européens), l'Espagne (+2,4 milliards d'euros dont +1,1 milliard d'euros avec les pays européens) et l'Irlande (+1,6 milliard d'euros dont +1,1 milliard d'euros avec les pays européens).

Si la France demeure toujours un grand pays d'élevage doté d'une balance commerciale positive en productions animales (4,3 milliards d'euros en 2014), elle a moins bénéficié que les pays partenaires précités de la croissance des marchés. En effet, sa balance commerciale en productions animales ne s'est améliorée que de 0,4 milliard d'euros soit une progression équivalente à 10% en monnaie courante (soit moins que l'inflation cumulée qui a été de 32% pour l'UE). De manière plus précise, le solde de la France en productions animales s'est détérioré avec les pays partenaires de l'UE (-1,8 milliard d'euros au cours de la période) et s'est amélioré avec les pays tiers (+2,2 milliards d'euros) en raison surtout du dynamisme à l'export de la filière laitière.

1.5.3 Les échanges des Etats membres de l'UE pour différentes filières animales

Cette section présente de manière synthétique les principaux flux commerciaux pour chacun des cinq secteurs étudiés, en distinguant successivement le secteur laitier, le secteur bovin, le secteur ovin-caprin, le secteur porcin et le secteur avicole. Pour chacun de ces secteurs, deux questions principales ont guidé l'analyse : quels sont les types de produits qui participent à l'évolution des échanges commerciaux de l'UE avec les pays tiers ? Quelle est l'évolution de la compétitivité relative des principaux pays européens sur les marchés intérieur et extérieur ? Pour aller à l'essentiel et privilégier des tendances sur longue période, seules deux dates ont été retenues ici, à savoir la moyenne 2000 à 2004 et la dernière année disponible (2014).

1.5.3.1 Le secteur laitier

Les échanges mondiaux de produits laitiers représentent l'équivalent de 65 milliards de litres de lait, soit environ 8% de la production mondiale. L'UE bénéficie, pour ce secteur, d'une balance commerciale positive (15,5 milliards d'euros en 2014) et en nette progression (+9,6 milliards d'euros entre 2000-04 et 2014). Les exportations à destination de pays tiers (16,7 milliards d'euros en 2014) relèvent pour un peu moins de 40% de

seulement cinq pays clients : la Chine (13% du total des exportations en valeur, avec Hong-Kong), la Russie (7%), les Etats-Unis (7%), l'Algérie (6%) et l'Arabie Saoudite (4%). Les importations (1,3 milliard d'euros en 2014), qui sont nettement plus modestes et relativement stables au cours de la période étudiée, proviennent à 80% de seulement trois pays à savoir la Suisse (50%), les Etats-Unis (19%) et la Nouvelle-Zélande (12%).

Tableau 1.5.6. Les échanges extra-UE de l'UE-28 en produits laitiers (millions d'euros)
classement des produits par ordre décroissant du solde commercial 2014 en valeur

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Préparations alimentaires	1 596	3 780	2 184	336	532	196	1 260	3 248	1 988
Fromages	1 799	3 554	1 755	464	473	9	1 335	3 081	1 746
Lait infantile	447	2 063	1 616	9	37	29	438	2 026	1 588
Poudre de lait écrémé	528	1 971	1 443	48	5	-43	480	1 965	1 486
Poudre de lait entier	1 143	1 497	354	3	1	-1	1 140	1 496	356
Poudre de lactosérum	192	822	630	3	12	9	190	810	621
Laits concentrés	323	522	199	1	0	-1	322	522	200
Beurre et Butteroil	437	578	141	166	75	-91	271	503	232
Lait liquide	73	338	265	19	4	-15	54	334	280
Lactose	23	339	316	3	18	16	21	321	300
Crème	97	280	183	7	1	-6	90	280	189
Yaourt et laits fermentés	73	215	142	13	16	2	60	200	140
Glaces	70	176	106	23	8	-15	47	168	121
Composants naturels	61	161	100	1	0	0	61	161	101
Aliments animaux	39	138	99	0	0	0	39	138	99
Lait aromatisés	26	207	180	17	85	68	10	122	112
Poudre de babeurre	47	120	73	0	0	0	47	120	73
Lactosérum	2	2	0	2	5	4	0	-4	-4
Total secteur laitier	6 977	16 762	9 785	1 114	1 273	158	5 863	15 489	9 626

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Dans le secteur laitier, il est parfois délicat d'aborder la question des évolutions commerciales en tonnage équivalent lait dans la mesure où tous les produits n'exigent pas la même quantité de lait à la base pour être produit. Ainsi, par exemple, un kilogramme de fromages mobilise environ huit à dix fois plus de lait en amont qu'un kilogramme de lait liquide. Moyennant l'application d'un coefficient de transformation à chaque catégorie de produit, une estimation des échanges en équivalent lait est régulièrement menée, notamment par la Fédération internationale des laiteries. Il ressort de ces estimations que les exportations extra-UE de l'UE représentent, en 2014, l'équivalent de 17 milliards de litres de lait à la production, soit 11% de la production laitière européenne. Ces mêmes statistiques indiquent que la balance commerciale de l'UE a progressé de l'ordre de 5 milliards de litres en équivalent lait entre 2000-04 et 2014, soit l'équivalent de 3% de la production intérieure de 2014. Ces estimations rappellent toute l'importance du marché intérieur de la consommation.

Pour tous les produits laitiers identifiés dans la nomenclature utilisée, les exportations européennes ont progressé au cours de la période étudiée (tableau 1.5.6). Les évolutions ont été soutenues pour les préparations alimentaires à base de lait (+2,1 milliards d'euros), les fromages (+1,75 milliard d'euros), le lait infantile (+1,61 milliard d'euros) et la poudre de lait écrémé (+1,44 milliard d'euros). Au niveau des importations, les évolutions sont globalement faibles sur cette même période (+158 millions d'euros au total). Les importations ont même reculé en beurre, poudre de lait écrémé, lait liquide, glaces et crème. Il en résulte que la balance commerciale de l'UE a progressé pour tous les produits laitiers étudiés à l'exception du lactosérum où elle est pratiquement neutre (-4 millions d'euros). La hausse de la balance commerciale tient pour l'essentiel aux produits précités ci-dessus relativement à la dynamisation des exportations.

Exprimée en volume (milliers de tonnes) de chaque catégorie de produit (tableau 1.5.7), la balance commerciale avec les pays tiers s'est améliorée pour tous les produits identifiés à l'exclusion de trois d'entre eux : la poudre de lait entier (-129 000 tonnes), produit où les performances de la Nouvelle-Zélande ont été exceptionnelles

(notamment à destination des pays asiatiques) ; le beurre (-50 000 tonnes), en dépit pourtant d'un fort recul du niveau des importations ; le lactosérum qui est le seul produit laitier où l'UE est déficitaire en volume en 2014.

Tableau 1.5.7. Les échanges extra-UE de l'UE-28 en produits laitiers (milliers de tonnes)
classement des produits par ordre décroissant du solde commercial 2014 en valeur

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Préparations alimentaires	629	1 079	450	92	102	10	537	977	440
Poudre de lait écrémé	306	646	340	35	2	-34	271	645	374
Fromages	488	707	219	123	76	-47	365	632	266
Lait liquide	169	539	370	59	8	-51	110	532	421
Poudre de lactosérum	235	506	271	2	7	5	233	499	266
Poudre de lait entier	516	387	-130	1	0	-1	515	386	-129
Laits concentrés	258	287	29	1	0	-1	256	287	30
Lait infantile	123	278	155	2	6	4	121	272	151
Lactose	32	225	193	2	10	8	30	215	185
Crème	52	131	80	4	0	-4	47	131	84
Aliments animaux	54	130	75	1	0	0	54	129	76
Beurre et Butteroil	246	135	-110	86	26	-60	159	109	-50
Yaourt et laits fermentés	77	112	35	8	5	-3	69	108	38
Composants naturels	30	64	34	0	0	0	30	64	34
Glaces	22	47	25	10	2	-7	13	45	33
Poudre de babeurre	33	40	8	1	0	-1	31	40	9
Lait aromatisés	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lactosérum	2	1	-1	1	36	36	2	-35	-37

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La balance commerciale de l'UE en fromages s'est améliorée de 266 000 tonnes, grâce en partie à une baisse du niveau des importations (76 000 tonnes en 2014, soit 0,8% de la consommation intérieure européenne). Non seulement l'UE est de loin le premier producteur mondial de fromages, mais la diversité de ceux-ci est tel que la place potentiellement laissée à d'autres fournisseurs (en l'occurrence ici surtout la Suisse) est modeste. De manière parallèle, la balance commerciale a augmenté de 421 000 tonnes en lait liquide, 374 000 tonnes en poudre de lait écrémé, 266 000 tonnes en poudre de lactosérum et de 151 000 tonnes en poudre de lait infantile.

Tableau 1.5.8. Les échanges intra-UE et les échanges totaux (intra-UE et extra-UE) des Etats membres de l'UE en produits laitiers (milliards d'euros)

	Echanges intra-UE						Echanges totaux (intra-UE et extra-UE)					
	Exportations		Importations		Solde		Exportations		Importations		Solde	
	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014
Allemagne	5,27	8,91	3,96	5,99	1,31	2,92	6,08	11,14	4,15	6,42	1,93	4,72
Belgique	2,24	3,22	2,37	3,40	-0,13	-0,18	2,62	4,11	2,40	3,44	0,21	0,68
Danemark	0,96	1,72	0,36	0,62	0,59	1,10	1,80	2,64	0,39	0,65	1,41	1,99
Espagne	0,66	1,03	1,44	2,14	-0,78	-1,11	0,83	1,50	1,46	2,16	-0,63	-0,65
France	3,66	5,49	2,53	4,13	1,13	1,36	4,88	8,49	2,61	4,24	2,26	4,25
Irlande	1,12	2,04	0,31	0,98	0,81	1,06	1,36	2,64	0,35	1,00	1,01	1,63
Italie	1,01	2,06	2,96	4,09	-1,95	-2,03	1,43	2,94	3,06	4,17	-1,63	-1,23
Pays-Bas	3,55	4,95	2,06	2,95	1,49	2,00	5,23	9,25	2,33	3,19	2,90	6,07
Pologne	0,17	1,41	0,15	1,06	0,02	0,35	0,37	2,29	0,17	1,07	0,20	1,21
Roy-Uni	0,97	1,69	2,41	4,71	-1,44	-3,02	1,36	2,40	2,61	4,86	-1,25	-2,46
Top 10	19,61	32,52	18,56	30,07	1,05	2,45	25,96	47,41	19,54	31,19	6,42	16,22
Autres UE-15	1,44	2,96	2,37	4,62	-0,93	-1,65	1,72	4,01	2,43	4,70	-0,71	-0,69
Autres NEM-13	0,46	2,53	0,74	3,33	-0,28	-0,79	0,81	3,36	0,81	3,39	-0,01	-0,04

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Trois pays se détachent assez nettement pour leur niveau élevé de balance commerciale : avec 6,1 milliards d'euros en 2014 (+3,2 milliards d'euros par rapport à 2000-04), les Pays-Bas occupent la première position européenne grâce notamment à une bonne dynamique de ses exportations à destination des pays tiers ; l'Allemagne occupe la seconde position (4,7 milliards d'euros en 2014) et s'inscrit dans une tendance favorable (+2,8 milliards d'euros par rapport à 2000-04) du fait notamment de son bon positionnement sur le marché intra-UE (de loin le premier pays fournisseur au plan intracommunautaire) ; la France se classe au troisième rang (4,25 milliards d'euros), avec une évolution qui est là aussi positive (+2 milliards d'euros par rapport à 2000-04), essentiellement du fait des pays tiers. Une progression de la balance commerciale est également à souligner en Pologne (+1 milliard d'euros), en Irlande (+0,6 milliard d'euros) et au Danemark (+0,6 milliard d'euros). Parmi les pays du Top 10, trois ont une balance commerciale négative en 2014 (tableau 1.5.8) : le Royaume-Uni (-2,4 milliards d'euros en 2014) qui enregistre une détérioration de son solde au cours de la période étudiée ; l'Italie (-1,2 milliard d'euros en 2014) où le solde s'est légèrement amélioré ; l'Espagne (0,6 milliard d'euros) où le solde est resté stable en dépit d'une restructuration très importante des exploitations laitières.

1.5.3.2 Le secteur bovin

Les échanges mondiaux de viande bovine représentent 9,6 millions de tonnes en 2014, soit 14% de la production mondiale. Les échanges extra-UE de l'UE en viande bovine (hors animaux vivants) sont globalement limités. Les exportations (214 000 tonnes en 2014) équivalent à moins de 3% de la production intérieure et sont destinées d'abord à la Russie (13% du total), à la Bosnie Herzégovine (13%), à Hong-Kong (12%), à la Suisse (10%) et à l'Angola (5%). Les exportations européennes ont baissé de 40% par rapport à la période 2000-04, dans un contexte de concurrence croissante des trois principaux exportateurs (Brésil, Australie et Inde). Les importations européennes de viande bovine (248 000 tonnes en 2014) couvrent moins de 4% de la consommation domestique. En provenance surtout des pays du Mercosur (dont le Brésil), elles s'inscrivent à la baisse depuis 2000-04 (-16%). Au total, la balance commerciale en viande bovine de l'UE s'est dégradée en passant de 56 000 tonnes en 2000-04 à -91 000 tonnes en 2014. Cette dégradation tient surtout à la baisse des exportations de viande bovine congelée (tableau 1.5.9).

Tableau 1.5.9. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur bovin (milliers de tec)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
V. bovine fraîche/réfrigérée	78	80	2	110	128	18	-32	-48	-16
V. bovine congelée	269	107	-162	130	72	-58	140	35	-105
V. Salées, séchées, fumées	0	1	1	1	1	0	-1	0	0
Préparations	7	27	20	57	47	-10	-50	-20	30
Viande bovine (total)	354	214	-140	298	248	-49	56	-34	-91

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La balance commerciale de l'UE dans le secteur bovin est négative de 629 millions d'euros en 2014 (tableau 1.5.10). Ce chiffre résulte d'un double mouvement, avec un solde positif pour les animaux vivants (+541 millions d'euros) et un solde négatif en viande bovine (-1,17 milliard d'euros). Les importations de bovins vivants sont nulles, alors que les exportations progressent et sont destinées surtout au Liban (25% du total des exportations européennes), à l'Algérie (15%), à la Russie (12%), à la Lybie (9%) et à la Turquie (8%).

Tableau 1.5.10. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur bovin (millions d'euros)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Bovins vivants	207	542	335	1	3	2	204	541	337
- dont veaux vivants	21	60	39	0	0	0	21	60	39
- dont gros bovins vivants	185	481	296	1	2	2	183	481	298
Viande bovine (total)	494	654	160	1 824	992	-832	-499	-1 170	-671
- dont fraîche et réfrigérée	133	276	143	1 205	550	-655	-418	-929	-512
- dont congelée	346	296	-51	393	332	-62	15	-98	-113
- V. Salées, fumés	3	11	8	28	12	-16	-10	-18	-8
- dont préparations	12	71	59	197	98	-99	-86	-125	-39
Total secteur bovin	700	1 196	495	1 824	995	-830	-295	-629	-334

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Parmi les pays du Top 10, quatre d'entre eux sont en situation déficitaire pour le secteur bovin en 2014 (tableau 1.5.11). L'Italie présente la balance commerciale la plus déséquilibrée (2,31 milliards d'euros). Ce pays s'approvisionne surtout en France via des achats de bovins vivants (brouillards) destinés à l'engraissement. La baisse de la consommation intérieure en viande bovine limite cependant depuis quelques années le niveau des importations. Le Royaume-Uni est également déficitaire (-0,94 milliard d'euros). Ses importations proviennent surtout des pays partenaires de l'UE, dont notamment l'Irlande qui occupe la première place européenne en balance commerciale (+1,9 milliards d'euros en 2014). L'Espagne et le Danemark sont également en léger déficit.

Tableau 1.5.11. Les échanges intra-UE et les échanges totaux (intra-UE et extra-UE) des Etats membres de l'UE dans le secteur bovin (milliards d'euros)

	Echanges intra-UE						Echanges totaux (intra-UE et extra-UE)					
	Exportations		Importations		Solde		Exportations		Importations		Solde	
	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014
Allemagne	1,22	1,44	0,41	1,24	0,81	0,20	1,43	1,64	0,63	1,62	0,81	0,02
Belgique	0,51	0,71	0,14	0,30	0,37	0,41	0,52	0,71	0,15	0,37	0,37	0,34
Danemark	0,24	0,32	0,23	0,45	0,02	-0,13	0,27	0,35	0,24	0,46	0,03	-0,11
Espagne	0,34	0,46	0,54	0,65	-0,20	-0,20	0,38	0,56	0,61	0,74	-0,24	-0,18
France	1,83	1,97	0,85	1,44	0,98	0,53	1,91	2,10	0,89	1,49	1,02	0,61
Irlande	0,88	1,97	0,02	0,11	0,85	1,87	1,01	2,04	0,03	0,11	0,98	1,94
Italie	0,20	0,47	2,28	2,55	-2,08	-2,08	0,24	0,54	2,37	2,84	-2,13	-2,31
Pays-Bas	1,28	1,98	0,53	0,90	0,75	1,08	1,32	2,08	0,70	1,46	0,62	0,62
Pologne	0,13	0,86	0,01	0,10	0,12	0,77	0,17	0,97	0,01	0,10	0,16	0,87
Roy-Uni	0,03	0,46	0,55	1,16	-0,52	-0,70	0,03	0,51	0,85	1,45	-0,82	-0,94
Top 10	6,65	10,64	5,56	8,89	1,10	1,75	7,28	11,51	6,48	10,65	0,80	0,87
Autres UE-15	0,25	0,54	0,83	1,61	-0,58	-1,07	0,28	0,63	0,88	1,67	-0,59	-1,04
Autres NEM-13	0,13	0,54	0,10	0,51	0,03	0,03	0,18	0,77	0,13	0,52	0,05	0,25

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La balance commerciale du secteur bovin s'est détériorée dans une grande majorité d'Etats membres, à l'exception notoire de l'Irlande (+1 milliard d'euros au cours de la période étudiée) et de la Pologne (+0,7 milliard d'euros). Dans de nombreux pays, la baisse du cheptel de vaches laitières induite par une amélioration des performances zootechniques (rendement laitier par vache) entraîne une baisse plus rapide de la production de viande bovine que de la consommation ; ce constat est particulièrement vrai dans les pays ayant un cheptel réduit de vaches allaitantes. Ainsi, en dépit d'une consommation de viande bovine pourtant faible par habitant et par an (environ 13 kg), le solde commercial de l'Allemagne est aujourd'hui proche de zéro. Pour les mêmes raisons, une détérioration assez rapide du solde se vérifie aux Pays-Bas. En France, premier pays européen en production de viande bovine (avec 19% des tonnages de l'UE) et doté d'une forte spécialisation pour les bovins allaitants (un tiers des vaches allaitantes de l'UE), la balance commerciale demeure encore positive (+0,6 milliard d'euros). Le solde favorable des bovins vivants (+1,1 milliard d'euros) masque cependant une situation déficitaire en viande bovine (-0,5 milliard d'euros).

1.5.3.3 Le secteur ovin-caprin

Les échanges mondiaux de viande ovine et caprine représentent 1,2 million de tonnes, soit environ 8% de l'offre mondiale. Avec une production de viande ovine et caprine proche de 850 000 tec en 2014, l'UE est placée très loin derrière la Chine qui est le leader mondial avec une production pratiquement quatre fois supérieure. Si l'Inde (921 000 tec en 2014) devance depuis peu l'UE, le continent américain est, quant à lui, nettement moins impliqué dans ce secteur (117 000 tec au Brésil et 74 000 tec aux USA en 2014). Cette production est, en revanche, bien développée en Australie (575 000 tec), au Pakistan (456 000 tec), en Nouvelle-Zélande (405 000 tec) et en Iran (310 000 tec). La production européenne de viande ovine et caprine s'inscrit à la baisse (-24% depuis 2000), parallèlement à une décroissance du cheptel (58 millions de brebis en 2014). En dépit de la contraction de la demande domestique (948 000 tec en 2014, soit -25% depuis 2000), le taux d'auto-provisionnement de l'UE reste inférieur à 1 dans ce secteur (89% en 2014). La balance commerciale extra-UE de l'UE en viande ovine et

caprine (hors animaux vivants) reste négative en 2014 (-146 000 tec), mais ce déficit est moindre que celui constaté en 2000-04 (Tableau 1.5.12).

Les exportations de l'UE en viande ovine et caprine (36 000 tec en 2014), qui sont destinées principalement à Hong-Kong, à la Suisse, à la Norvège et à l'Algérie, sont marginales au prorata de la production intérieure (4%). Elles le sont également comparativement à celles d'autres pays tels que la Nouvelle-Zélande et l'Australie où l'exiguïté du marché intérieur de la consommation favorise les exportations. Les importations européennes (181 000 tec en 2014, dont les deux tiers se font sous la forme de viande congelée) ont baissé d'environ un quart depuis 2000-04. Elles représentent environ 20% de la consommation intérieure et proviennent essentiellement de la Nouvelle-Zélande (81% du total), de l'Australie (11%), du Chili (2%) et de l'Uruguay (1%).

Tableau 1.5.12. Les échanges extra-UE de l'UE-28 en viande ovine et caprine (milliers de tec)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
V. fraîche et réfrigérée	2	7	5	42	60	18	-40	-53	-13
Viande congelée	2	28	26	205	121	-84	-203	-93	109
Produits transformés	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Viande ovine et caprine	5	36	31	247	181	-66	-243	-146	97

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Exprimée en valeur, la balance commerciale extra-UE de l'UE en viande ovine et caprine est de -885 millions d'euros en 2014, soit un chiffre voisin en monnaie courante à celui observé en 2000-04 (tableau 1.5.13). Le solde de l'UE en ovins et caprins vivants est, quant à lui, positif (204 millions d'euros), dans un cadre où les importations sont inexistantes. Les exportations d'ovins vivants, plus rares en 2000-04, se font à destination surtout de la Lybie (71% du total), de la Jordanie (18%) et du Liban (5%). Il en résulte une balance commerciale de l'UE négative pour le secteur ovin (viandes et animaux vivants) : -687 millions d'euros en 2014 contre -851 millions d'euros en 2000-04.

Tableau 1.5.13. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur ovin-caprin (millions d'euros)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Ovins vivants	19	204	185	0	0	0	19	204	185
- dont ovins vivants	19	200	181	0	0	0	19	200	181
- dont caprins vivants	0	4	4	0	0	0	0	4	4
Viande ovine et caprine	19	114	95	889	999	110	-870	-885	-15
- V. fraîche/réfrigérée	11	44	32	222	424	202	-210	-380	-170
- Viande congelée	7	69	63	665	575	-90	-658	-505	153
- Produits transformés	0	1	1	2	0	-2	-1	1	2
Secteur ovin-caprin (total)	38	319	280	889	999	110	-851	-681	170
- dont ovin (total)	35	310	275	886	997	111	-851	-687	164
- dont caprin (total)	4	9	5	3	3	-1	1	6	6

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Parmi les pays du Top 10, six d'entre eux sont en situation déficitaire pour le secteur ovin-caprin en 2014 (tableau 1.5.14). Avec une balance commerciale de -482 millions d'euros, la France (12% de l'offre européenne) est le pays le plus lourdement déficitaire. Concomitamment à une forte baisse de la production et de la consommation, le solde commercial demeure stable en valeur au cours de la période étudiée. Les importations françaises proviennent pour 38% du Royaume-Uni, 20% de l'Irlande, 12% de l'Espagne, 10% de la Nouvelle-Zélande et 10% des Pays-Bas. L'Allemagne (seulement 4% de l'offre européenne) arrive au second rang des pays déficitaires (-200 millions d'euros) devant l'Italie (-91 millions d'euros), le Royaume-Uni (-26 millions d'euros), le Danemark (-24 millions d'euros) et les Pays-Bas (-10 millions d'euros). Le Royaume-Uni occupe cependant une place singulière dans le paysage, en ayant d'un côté une balance commerciale largement positive avec les Etats-Membres de l'UE (+411 millions d'euros) et, de l'autre, une balance très négative (-437 millions d'euros) avec les pays tiers. Le Royaume-Uni est à l'origine, à lui seul, de 35% de la production communautaire de viande ovine et caprine et de 53% des importations de l'UE. Les importations représentent un tiers de la consommation britannique et les exportations couvrent 35% de l'offre nationale.

Tableau 1.5.14. Les échanges intra-UE et les échanges totaux (intra-UE et extra-UE) des Etats membres de l'UE dans le secteur ovin-caprin (millions d'euros)

	Echanges intra-UE						Echanges totaux (intra-UE et extra-UE)					
	Exportations		Importations		Solde		Exportations		Importations		Solde	
	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014
Allemagne	52	41	99	106	-47	-65	44	46	203	246	-159	-200
Belgique	97	81	123	128	-26	-47	100	81	184	173	-84	-91
Danemark	6	3	20	21	-14	-18	2	4	22	29	-19	-24
Espagne	143	122	45	37	98	86	103	215	54	53	49	162
France	90	85	493	503	-403	-419	85	95	563	577	-478	-482
Irlande	195	192	26	23	170	169	198	214	7	23	190	191
Italie	11	7	179	143	-168	-136	6	10	199	164	-193	-155
Pays-Bas	174	174	34	25	140	149	58	181	59	191	-2	-10
Pologne	6	6	4	5	2	1	6	6	1	6	5	1
Roy-Uni	423	453	45	42	377	411	255	493	378	519	-123	-26
Top 10	1 196	1 165	1 066	1 034	130	131	857	1 346	1 671	1 981	-813	-635
Autres UE-15	29	40	132	139	-103	-99	11	42	161	181	-150	-139
Autres NEM-13	121	100	45	31	76	68	138	235	21	42	117	193

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Deux Etats membres, l'Irlande (6% de l'offre européenne) et l'Espagne (15%), se distinguent par une balance commerciale positive. Avec un solde de 191 millions d'euros en 2014 (ou +43 000 tonnes), l'Irlande se positionne en tête, grâce surtout à son bon positionnement historique sur le marché intra-UE (dont +20 000 tonnes de solde avec la France). Si la balance commerciale irlandaise se maintient en valeur (en monnaie constante) au cours de la période étudiée, elle se dégrade de l'ordre de 20% en volume, dans un contexte où une forte concurrence foncière s'exprime parfois localement avec une production laitière en croissance. En Espagne, la balance commerciale du secteur ovin-caprin est en progression, tant en valeur (de +49 millions d'euros en 2000-04 à +162 millions d'euros en 2014) qu'en volume (28 000 tonnes en 2014).

1.5.3.4 Le secteur porcin

Les échanges mondiaux de viande porcine représentent 7 millions de tonnes, soit environ 6% de l'offre mondiale. Avec une production de viande porcine de 22,6 millions de tec en 2014, l'UE occupe le second rang mondial loin derrière la Chine (56,7 millions de tonnes), mais devant les Etats-Unis (10,3 millions de tec), le Brésil (3,3 millions de tec), la Russie (2,5 millions de tonnes) et le Canada (1,8 million de tonnes). Les importations européennes dans le secteur porcin sont insignifiantes : le peu de volumes importés provenant pour la moitié de la Suisse (tableau 1.5.15). Les exportations, qui ont pratiquement doublé depuis 2000-04, s'élèvent à 2,88 millions de tec en 2014, soit l'équivalent de 13% de la production européenne. La balance commerciale de l'UE en viande porcine est donc largement positive et a progressé de l'ordre de 1,5 million de tec au cours de la période étudiée.

L'UE est le premier exportateur de viande porcine devant les Etats-Unis (2,2 millions de tec), le Canada (1,2 million de tec) et le Brésil (0,4 million de tec). En 2014, les exportations européennes de viande porcine sont orientées pour un peu moins de la moitié vers cinq pays : 25% vers la Chine (Hong-Kong compris), 8% vers le Japon, 7% vers la Corée du sud, 4% vers les Philippines et 4% vers l'Ukraine. Les exportations vers la Russie, qui s'élevaient à 746 000 tec en 2013 ont chuté à 66 400 tec en 2014 en raison de l'application par la Russie d'un embargo sur les produits agroalimentaires. Entre 2000-04 et 2014, la croissance des exportations européennes tient surtout à la Chine (+ 950 000 tec d'importations), aux Philippines (+177 000 tec) et à la Corée du Sud (+136 000 tec). Les cinq premiers pays exportateurs européens vers les pays tiers sont l'Allemagne (23% du total des exportations européennes), le Danemark (18%), l'Espagne (13%), les Pays-Bas (9%) et la France (7%).

Tableau 1.5.15. Les échanges extra-UE de l'UE-28 en viande porcine (milliers de tec)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
V. fraîche, réfr., congelée	754	1 361	607	24	7	-17	732	1 355	622
* Carcasses	95	22	-73	0	0	0	95	22	-73
* Pièces avec os	264	788	524	8	2	-5	256	785	530
- Longe	46	70	24	0	0	0	46	69	24
- Poitrine	67	258	190	1	2	1	67	256	190
- Jambon	8	31	24	6	0	-5	2	31	29
- Epaule	34	89	56	0	0	0	33	89	56
- Autres pièces avec os	109	340	231	1	0	0	108	339	231
* Pièces désossées	395	552	156	16	5	-11	382	547	166
- Abats	289	1 080	791	8	18	10	280	1 062	782
- Lards, graisses et saindoux	163	228	65	2	4	2	161	223	62
* Produits transformés	203	219	17	4	2	-2	199	216	17
- VSSF	17	33	16	2	0	-1	16	33	17
- Saucisses	107	116	9	1	1	0	105	115	9
- Préparations	79	71	-8	1	1	0	77	68	-9
Viande porcine (total)	1 408	2 888	1 480	39	32	-7	1 372	2 856	1 483

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

De manière déclinée selon les types de produits, les exportations européennes dans le secteur porcin concernent surtout des pièces désossées (29% du total des exportations en valeur en 2014), des pièces avec os (28%) et des abats (22%). Compte tenu de leur faible valeur unitaire (prix à la tonne), ces derniers occupent une place proportionnellement plus importante en volume (37% des tonnages exportés). Les exportations de porcs vivants, de carcasses, de jambons, de longes et même de produits transformés sont globalement peu développées, et ce tout au long de la période étudiée (tableau 1.5.16).

Tableau 1.5.16. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur porcin (millions d'euros)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Porcs vivants	15	86	71	1	1	0	14	85	71
Viande porcine (total)	2 512	5 556	3 044	56	50	-6	2 456	5 506	3 050
- V. fraîche, réfr., congelée	1 706	3 222	1 516	41	22	-19	1 666	3 200	1 534
* Carcasses	99	42	-57	1	0	0	99	42	-57
* Pièces avec os	465	1 563	1 098	13	6	-7	452	1 557	1 105
- Longe	156	204	48	1	0	0	156	204	48
- Poitrine	140	663	523	2	4	2	138	658	521
- Jambon	12	58	46	8	1	-8	4	58	54
- Epaule	27	142	115	0	0	0	26	142	115
- Autres pièces avec os	130	496	366	1	0	-1	129	495	366
* Pièces désossées	1 142	1 617	475	28	16	-11	1 115	1 601	486
- Abats	175	1 242	1 067	3	8	5	171	1 233	1 062
- Lards, graisses, saindoux	102	175	73	1	3	2	101	172	71
- Produits transformés	529	917	388	11	17	5	517	901	383
* VSSF	107	304	197	2	1	-1	105	303	198
* Saucisses	205	354	149	5	8	2	199	346	147
* Préparations	217	260	42	4	8	5	214	251	38
Secteur porcin (total)	2 526	5 642	3 116	56	51	-5	2 470	5 591	3 121

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Depuis 2000, les flux de viande porcine entre Etats membres se sont fortement accentués au bénéfice surtout de l'Allemagne et de l'Espagne. Avec une production porcine de 5,2 millions de tec en 2014, soit l'équivalent de la moitié de la production étatsunienne, l'Allemagne domine largement le marché européen (23% des tonnages de

l'UE). Favorisé par un niveau élevé de consommation intérieure, une forte concentration des acteurs industriels (massification de l'offre) et une imbrication stratégique avec les pays voisins du nord (importations massives de porcelets vivants du fait de la meilleure compétitivité relative des industries d'abattage allemandes), ce pays a fortement augmenté ses abattages de porcs au fil de la dernière décennie. Alors que sa balance commerciale totale (extra-UE et intra-UE) était négative en 2000-04 (-0,6 milliard d'euros et -76 000 tec), elle est devenue nettement positive en 2014 (+2,3 milliards d'euros et +1,65 million de tec). Cette amélioration spectaculaire de la balance commerciale allemande relève pour les deux tiers des échanges intra-UE. Avec une production de 3,4 millions de tec en 2014, soit 16% du total de l'offre communautaire, l'Espagne est le deuxième pays producteur. Ce pays, qui bénéficie lui aussi d'une consommation intérieure élevée par habitant et d'une forte concentration géographique de l'offre (en Catalogne), a clairement consolidé sa balance commerciale au cours de la période étudiée (+2,1 milliards d'euros), en raison d'un accroissement rapide de ses exportations à destination du marché intra-UE (tableau 1.5.17). La France, dont le solde commercial avec l'Espagne s'est détérioré de 120 000 tec entre 2000-04 et 2014, a été l'une des principales victimes de ce dynamisme.

Bien que le Danemark soit un pays plutôt modeste au niveau de l'offre (7% des abattages européens), il demeure le premier pays européen au plan de la balance commerciale (+3,1 milliards d'euros en 2014). Cette dernière est restée assez stable en valeur depuis 2000-04, mais s'est détériorée en volume (-261 000 tonnes). Aux Pays-Bas (6% de l'offre européenne), la balance commerciale est toujours largement positive (+1,6 milliard d'euros), mais avec un recul de celle-ci en volume. Le diagnostic est assez proche dans le cas de la Belgique (tableau 1.5.17).

Tableau 1.5.17. Les échanges intra-UE et les échanges totaux (intra-UE et extra-UE)

	Echanges intra-UE						Echanges totaux (intra-UE et extra-UE)					
	Exportations		Importations		Solde		Exportations		Importations		Solde	
	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014
Allemagne	1,62	4,80	2,35	3,45	-0,73	1,35	1,75	5,80	2,35	3,47	-0,60	2,34
Belgique	1,51	1,59	0,43	0,61	1,08	0,97	1,60	1,73	0,43	0,62	1,17	1,11
Danemark	2,10	2,50	0,19	0,63	1,91	1,88	3,41	3,80	0,19	0,63	3,22	3,17
Espagne	1,08	2,61	0,31	0,44	0,77	2,17	1,16	3,43	0,31	0,44	0,85	2,99
France	0,95	1,06	1,02	1,65	-0,07	-0,59	1,14	1,42	1,02	1,66	0,12	-0,24
Irlande	0,26	0,45	0,15	0,35	0,11	0,10	0,31	0,60	0,16	0,35	0,15	0,24
Italie	0,62	1,01	1,72	2,21	-1,11	-1,19	0,74	1,38	1,73	2,21	-0,99	-0,82
Pays-Bas	1,94	2,26	0,47	1,07	1,47	1,19	2,11	2,68	0,47	1,07	1,63	1,61
Pologne	0,05	0,96	0,08	1,52	-0,03	-0,56	0,15	1,22	0,09	1,52	0,06	-0,31
Roy-Uni	0,20	0,31	1,89	2,52	-1,69	-2,21	0,22	0,40	1,90	2,53	-1,68	-2,13
Top 10	10,33	17,54	8,61	14,45	1,71	3,09	12,59	22,45	8,65	14,49	3,94	7,96
Autres UE-15	0,37	0,82	1,26	2,12	-0,88	-1,29	0,51	1,23	1,26	2,12	-0,75	-0,89
Autres NEM-13	0,28	1,01	0,52	2,79	-0,24	-1,78	0,40	1,33	0,54	2,79	-0,13	-1,46

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

En dépit d'un niveau pourtant faible de consommation individuelle de viande porcine (24 kg par habitant et par an), mais du fait de sa modeste production intérieure au prorata de sa population (3,7% de l'offre européenne), le Royaume-Uni est le pays le plus déficitaire de l'UE (-2,1 milliards d'euros en 2014). Les importations britanniques, qui sont en augmentation en valeur, proviennent essentiellement de l'Allemagne (20% du total), du Danemark (20%), des Pays-Bas (20%) et de l'Irlande (14%). En Pologne, où le niveau individuel de consommation en viande porcine est, en revanche, très élevé (52 kg par habitant), la balance commerciale du secteur porcin est, malgré une augmentation assez soutenue de la production domestique, toujours négative en 2014 (-0,3 milliard d'euros). En France, la balance commerciale du secteur porcin est devenue négative en valeur (-0,2 milliard d'euros), bien que le solde soit toujours positif en volume de viande porcine (+103 000 tec en 2014, mais en baisse d'un tiers depuis 2000-04). La baisse du solde commercial de la France, qui intervient dans un cadre où la consommation intérieure recule légèrement, est imputable surtout à la montée en puissance des importations en provenance de l'Espagne et de l'Allemagne.

1.5.3.5 Le secteur avicole

Les échanges mondiaux de viande de volailles représentent 13 millions de tonnes, soit environ 12% de l'offre mondiale. Avec une production de 13,2 millions de tec, l'UE est un acteur important sur la scène internationale, à proximité immédiate du Brésil (13,1 millions de tec), mais loin derrière cependant les Etats-Unis (20,1 millions de tec) et la Chine (17,7 millions de tec). Elle devance largement la Russie (4,2 millions de tec), l'Inde (3,6 millions de tec), le Mexique (2,9 millions de tec) et la Thaïlande (1,6 million de tec).

La volaille, deviendra d'ici 2020 la première viande consommée et produite dans le monde (avec 37% du total). Elle bénéficie, en effet, d'un taux annuel de croissance nettement supérieur à celui des autres viandes, ce pour plusieurs raisons : *i)* le prix payé par les consommateurs est plus compétitif du fait des performances zootechniques obtenues dans cette filière (un bon indice de consommation est un avantage d'autant plus fort que le prix des matières protéiques est orienté à la hausse) ; *ii)* la qualité nutritionnelle de cette viande (maigre) est reconnue ; *iii)* cette viande ne souffre pas des interdits religieux auxquels est soumise la viande porcine (Islam et Judaïsme) ou bovine (Inde) ; *iv)* la production étant moins directement liée au sol que pour d'autres productions (bovins et ovins), il est plus facile de la développer à proximité des zones urbaines en forte croissance démographique.

Les exportations européennes de viande de volailles (1,48 million tec en 2014, soit +492 000 tec par rapport à 2000-04) représentent 11% de la production intérieure. Elles concernent surtout les poulets en morceaux congelés (920 000 tec en 2014) et, plus modestement, les poulets entiers congelés et les dindes en morceaux congelés (tableau 1.5.18). Les cinq principaux pays européens exportateurs (en volume) vers les pays tiers sont les Pays-Bas (22% du total communautaire), la France (22%), la Pologne (11%), la Belgique (9%) et l'Allemagne (9%). Les principaux clients sont l'Afrique du sud (14%), le Bénin (11% tec), l'Arabie Saoudite (9%), Hong-Kong (8%), l'Ukraine (5%), la Russie (4%) et le Ghana (4%).

Les importations de l'UE-28 en viande de volailles ont augmenté au cours de la même période en passant de 725 000 tec en 2000-04 à 1,05 million de tec en 2014. En 2014, les importations recouvrent surtout la viande et les préparations de poulet ainsi que les viandes saumurées. Les importations européennes sont surtout le fait des Pays-Bas (42% du total européen en volume), du Royaume-Uni (32%) et de l'Allemagne (13%). Les importations européennes se font surtout en provenance du Brésil (579 000 tec en 2014, soit 57% du total) et de la Thaïlande (367 000 tec, soit 36%). D'autres fournisseurs existent, mais pour des quantités nettement plus limitées, dont la Chine (36 000 tec), le Chili (26 000 tec) et l'Ukraine (22 000 tec). Les américains, pourtant très présents sur le marché international n'exportent pas de volailles à destination de l'UE, en raison de barrières non tarifaires : l'UE n'autorise pas la décontamination chimique des carcasses de volailles.

Tableau 1.5.18. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur avicole (milliers de tec)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Poulet (total)	807	1 299	492	411	583	172	396	716	320
* Poulet entier frais	6	5	-2	0	0	0	6	5	-2
* Poulet entier congelé	298	295	-3	8	11	4	290	284	-6
* Poulet morceaux frais	25	44	19	2	1	0	24	43	19
* Poulet morceaux congelé	455	920	465	264	153	-111	191	768	577
* Poulet préparations	22	35	13	138	418	280	-115	-382	-267
Dinde (total)	220	136	-84	111	80	-30	109	55	-54
Autres entiers	3	6	3	1	0	-1	2	6	4
Autres en morceaux frais	2	4	2	0	0	0	2	4	2
Autres en mor. congelé	12	22	10	2	0	-2	10	22	13
Autres préparations	5	3	-2	5	23	19	0	-20	-21
Viandes saumurées	1	17	16	195	368	173	-195	-352	-157
Viandes de volailles	1 049	1 487	438	725	1 055	330	324	432	108

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

La balance commerciale de l'UE en viande de volailles est, en 2014, toujours positive en volume (+432 000 tec), mais largement négative en valeur (-579 millions d'euros). Cela suggère que les produits importés par l'UE ont une valeur ajoutée supérieure aux produits qu'elle exporte (tableau 1.5.19).

Tableau 1.5.19. Les échanges extra-UE de l'UE-28 dans le secteur avicole (millions d'euros)

	Exportations extra-UE			Importations extra-UE			Balance commerciale		
	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.	2000-04	2014	Var.
Œufs	151	492	341	39	25	-14	112	468	355
Volailles vivantes	154	316	162	9	5	-4	145	311	166
Viandes de volailles	817	1 550	733	1 008	2 128	1 120	-191	-579	-387
- Poulet (total)	621	1 241	619	541	1 256	714	80	-15	-95
* Poulet entier frais	13	11	-2	1	0	-1	12	11	-1
* Poulet entier congelé	248	366	117	6	15	8	242	351	109
* Poulet morceaux frais	38	79	41	4	0	-3	35	79	44
* Poulet mor. congelé	273	693	420	272	233	-39	1	460	459
* Poulet préparations	49	92	43	259	1 008	749	-210	-916	-706
- Dinde (total)	143	195	52	166	178	12	-23	17	40
- Autres entiers	6	15	9	2	0	-2	4	15	11
- Autres en morceaux frais	11	19	8	0	0	0	10	19	9
- Autres en mor. congelé	22	54	32	5	0	-5	17	54	37
- Autres préparations	12	16	4	19	85	67	-7	-70	-63
- Viandes saumurées	2	10	8	276	609	334	-274	-599	-325
Secteur volaille (total)	1 122	2 358	1 236	1 056	2 158	1 102	66	200	134

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

En ajoutant aux viandes, le solde commercial issu des œufs (+468 millions d'euros en 2014, en progression de 355 millions d'euros depuis 2000-04) et des volailles vivantes (+311 millions d'euros en 2014, en progression de 166 millions d'euros depuis 2000-04), le secteur avicole européen, pris dans sa globalité, présente une balance commerciale positive de 200 millions d'euros en 2014. Les exportations européennes d'œufs sont destinées surtout à la Russie (35% du total en 2014), à la Suisse (13%), à l'Irak (8%), à la Lybie (5%) et à l'Arabie Saoudite (5%). Les exportations européennes de volailles vivantes sont orientées vers l'Ukraine (15%), la Russie (11%), l'Égypte (8%) et l'Algérie (6%).

La France demeure le premier pays européen producteur de viande de volailles (avec 14% du total). Sa production a baissé de 20% entre 2000 et 2006, puis s'est stabilisée ensuite, alors même que la consommation intérieure continuait pourtant de progresser (surtout pour la viande de poulet standard). Les productions respectant un cahier des charges sous signe officiel de qualité (label rouge, certification de conformité produit et agriculture biologique) représentent, en 2014, près du quart de la production française de volailles et près du tiers des achats des ménages en volume. Le solde commercial du secteur avicole français s'est nettement dégradé en passant de 1,08 milliard d'euros en 2000-04 à 287 millions d'euros en 2014 (dont +5 millions d'euros pour les viandes, +85 millions d'euros pour les œufs et +198 millions d'euros pour les volailles vivantes). Cette perte de compétitivité se vérifie surtout avec les pays de l'Europe du Nord (Belgique, Allemagne et Pays-Bas) qui ont baissé leurs importations en provenance de la France tout en accentuant leurs exportations, notamment en poulets découpés. La balance commerciale de la France avec les pays tiers (exclusivement les Pays du Moyen-Orient) a fortement baissé entre 2000 et 2006 (-153 000 tec de viande), puis elle est repartie à la hausse ensuite pour connaître un nouveau recul de l'ordre de 20% entre 2013 et 2014 sous l'influence de la mise à zéro des restitutions aux exportations sur les poulets entiers congelés.

Tableau 1.5.20. Les échanges intra-UE et les échanges totaux (intra-UE et extra-UE) des Etats membres de l'UE dans le secteur avicole (milliards d'euros)

	Echanges intra-UE						Echanges totaux (intra-UE et extra-UE)					
	Exportations		Importations		Solde		Exportations		Importations		Solde	
	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014	2000-04	2014
Allemagne	0,75	1,92	1,51	2,22	-0,76	-0,30	0,87	2,14	1,85	2,52	-0,98	-0,37
Belgique	0,64	0,97	0,51	0,82	0,13	0,15	0,69	1,12	0,52	0,88	0,17	0,24
Danemark	0,22	0,37	0,14	0,26	0,08	0,11	0,28	0,43	0,14	0,27	0,14	0,16
Espagne	0,18	0,33	0,19	0,37	-0,02	-0,04	0,20	0,46	0,24	0,44	-0,04	0,01
France	1,15	0,99	0,44	1,23	0,71	-0,25	1,54	1,56	0,46	1,27	1,08	0,29
Irlande	0,21	0,36	0,18	0,40	0,03	-0,03	0,23	0,37	0,20	0,43	0,03	-0,05
Italie	0,23	0,33	0,17	0,29	0,06	0,04	0,25	0,40	0,20	0,32	0,05	0,09
Pays-Bas	1,67	2,97	0,57	1,15	1,10	1,82	1,89	3,44	0,84	1,95	1,05	1,49
Pologne	0,16	1,51	0,06	0,25	0,11	1,26	0,19	1,70	0,06	0,25	0,12	1,45
Roy-Uni	0,38	0,54	1,20	1,78	-0,82	-1,24	0,47	0,73	1,45	2,58	-0,98	-1,85
Top 10	5,59	10,30	4,98	8,77	0,61	1,52	6,61	12,35	5,96	10,90	0,65	1,45
Autres UE-15	0,13	0,42	0,54	1,21	-0,41	-0,79	0,14	0,50	0,55	1,23	-0,40	-0,73
Autres NEM-13	0,37	1,36	0,21	1,24	0,16	0,12	0,46	1,59	0,28	1,25	0,18	0,34

Source : Eurostat - Comext / Traitement Inra SMART-LERECO

Second pays producteur de volailles de l'UE, la Pologne (13% du total) s'inscrit dans une dynamique très positive et devrait dépasser la France en production très prochainement. La balance commerciale polonaise a, en effet, augmenté de 1,3 milliard d'euros entre 2000-04 et 2014 (tableau 1.5.20), grâce à une forte hausse de ses exportations sur le marché intra-communautaire. Ses principaux clients sont l'Allemagne, le Royaume-Uni, les Pays-Bas et la République Tchèque. Les investissements de groupes industriels français et allemands dans ce pays ont également contribué au développement de la production domestique et à la croissance de ses exportations. L'Allemagne, troisième pays producteur de l'UE (13% du total) et en forte progression de production au cours de la décennie, conserve une balance commerciale négative dans le secteur avicole, malgré une amélioration de ses performances à l'export à destination surtout des Pays-Bas, de la France, de l'Autriche et du Royaume-Uni. Les Pays-Bas (8% de l'offre totale) dégagent le solde commercial le plus élevé (1,5 milliard d'euros) avec des exportations destinées surtout à l'Allemagne, au Royaume-Uni, à la Belgique et à la France.

En Italie comme en Irlande, la balance commerciale du secteur avicole est équilibrée et relativement stable en valeur. Le Royaume-Uni est le pays européen le plus lourdement déficitaire pour le secteur avicole (-1,85 million de tec). Ses approvisionnements se font surtout aux Pays-Bas et, plus modestement, en Pologne et en Allemagne. La production intérieure de viande de volailles (12% du total européen), pourtant en hausse sur la période récente, reste largement inférieure à une demande domestique qui se situe au plus haut niveau de tous les Etats membres (2,2 millions de tec en 2014). Dans le secteur avicole, les flux de marchandises entre pays européens sont donc conséquents, avec des jeux concurrentiels qui évoluent sous l'influence principale des dynamiques de consommation et de la structuration industrielle du secteur (productivité, innovation, technologies).

1.6 De la co-localisation des différentes filières animales en Europe : des économies de gamme à l'échelle des territoires ?

Carl Gagné, Elodie Letort

1.6.1 Introduction

Il est désormais bien établi que les principales productions animales (porcs, volailles et lait) sont fortement concentrées dans quelques territoires au sein de l'Europe (Chatellier and Gagné, 2012 ; Gagné, 2012 ; Roguet *et al.*, 2015). Les mécanismes à l'œuvre sur ce processus ont fait l'objet de nombreux travaux d'économistes et de géographes. Les dotations naturelles et les modalités de l'intervention publique ne sont pas les seuls facteurs explicatifs de ce processus (Fujita and Thisse, 2002). Depuis Cronon, on souligne également le rôle important des économies d'agglomération, désignant l'ensemble des gains que retirent les producteurs liés à la proximité géographique avec d'autres producteurs d'une même filière (échanges d'information, diffusions de technologie, partage de ressources communes pour exploiter les économies d'échelle) (Cronon, 1991). De nombreuses études empiriques confirment l'existence de ces économies d'agglomération au sein des filières animales ((Isik, 2004) pour la filière lait; (Gagné *et al.*, 2012 ; Roe *et al.*, 2002) pour la filière porcine). Les normes environnementales fixant un seuil maximal d'azote ou de phosphore d'origine organique par hectare, comme celles liées à la directive « Nitrates » de l'Union européenne⁵⁴, n'ont pas été en mesure de contrer les économies d'agglomération et de freiner la concentration géographique des productions porcines et avicoles dans les territoires spécialisés en productions animales (Gagné, 2012).

Si les différents gains associés à la concentration spatiale *au sein* d'une même filière animale sont relativement bien identifiés, nous savons en revanche peu de choses sur la combinaison des différentes filières animales au niveau des territoires en Europe. De même, les avantages et inconvénients de la présence massive de différentes filières au sein d'un même territoire sont rarement explicités. Or, en dépit des spécificités des différentes productions animales, leurs localisations sont interdépendantes, avec des intensités plus ou moins fortes selon les types de cheptel et les contextes institutionnels (Roguet *et al.*, 2015). A titre d'illustration, dans le tableau 1.6.1, nous avons reproduit le poids de régions européennes en termes de surface agricole utilisée (SAU) et d'effectifs par type d'animaux (porc, volaille et vache laitière, trois filières connues pour leurs niveaux relativement élevés de concentration géographique), au sein de leur pays respectif.

A la lecture du tableau 1.6.1, différentes figures émergent. Dans certains cas, une seule production domine largement dans un bassin.⁵⁵ Par exemple, l'élevage laitier est très majoritaire dans le sud-est de l'Allemagne et de l'Irlande dans la mesure où la Bavière et le Sud-Est de l'Irlande accueille respectivement 30% et 34% du cheptel du pays pour 18% de la SAU nationale (voir tableau 1.6.1). Notons également que l'élevage allaitant est fréquemment la première production dans certaines régions européennes, comme le centre de la France et le centre-est de la péninsule ibérique.

⁵⁴ Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*, n° L 375 du 31/12/1991: 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

⁵⁵ Pour être précis, au sein d'un pays, un type de cheptel domine dans un territoire lorsque la part de ce cheptel implantée dans ce territoire est significativement plus élevée que la part relative de cette région en termes de SAU. En effet, un territoire bénéficiant d'une large part de la SAU nationale a plus de chance d'accueillir une grande quantité d'animaux. C'est pourquoi nous pondérons la quantité d'UGB par la SAU.

Tableau 1.6.1. Part des cheptels et part de la SAU dans des Régions de l'UE-28
(exprimée en % de leur pays respectif)

Régions	% Porc ^a	% Volaille ^a	% VL ^a	% SAU ^a
Bavière (Allemagne)	13%	9%	30%	18%
Sud-Est (Irlande)	19%	10%	34%	18%
Basse-Saxe (Allemagne)	31%	39%	18%	15%
Flandres Occ. (Belgique)	52%	33%	17%	15%
Nord-Brabant (Pays-Bas)	37%	20%	9%	8%
Catalogne (Espagne)	28%	27%	9%	5%
Lombardie (Italie)	50%	17%	30%	8%
Bretagne (France)	56%	33%	20%	6%

^a : référence : Pays ; Source : Eurostat 2010, traitement des auteurs

A l'opposé, certains bassins concentrent en même temps deux, voire trois, types de productions animales. Les associations binaires les plus courantes sont celles du porc et de la volaille, comme nous le verrons plus loin. C'est le cas de la Catalogne en Espagne, les Flandres en Belgique et la Basse-Saxe en Allemagne (voir tableau 1.6.1). Il existe évidemment d'autres types d'associations fréquentes comme les productions de lait et de viande bovine, et d'autres moins fréquentes comme les productions de porc et de lait. Nous reviendrons en détail sur ces associations plus loin.

Quelques cas de figures sont particulièrement marquants, dans la mesure où des régions accueillent massivement trois différentes filières animales. C'est le cas de la Bretagne qui concentre 56% des porcs, 33% des volailles et 20% des vaches laitières de l'hexagone sur seulement 6% de la SAU du pays. De même, la Lombardie, région du nord de l'Italie, concentre 30% des vaches laitières, 51% des porcs et 17% des volailles du pays pour seulement 8% de la SAU.

A travers ces exemples, les régions européennes productrices d'animaux se distinguent par le nombre de spécialisation (une unique ou plusieurs filières animales) et par la nature des combinaisons de spécialisation (différents types d'associations de filières animales). Cette note vise à traiter trois questions : (i) la co-localisation massive de différentes filières animales au sein d'un même territoire est-elle un phénomène important au sein de l'Union européenne ? Existe-t-il des différences entre pays ? Quelles sont les associations de types de cheptel les plus récurrentes ? (ii) Quel est le lien entre la nature des spécialisations et les densités animales (iii) Quels sont *a priori* les raisons et les bénéfices/inconvénients de cette co-agglomération des filières animales au sein d'un même territoire ?

Les enjeux sont importants. Si les gains à l'agglomération au sein des différentes filières animales sont substantiels tandis que les gains liés aux interactions entre elles sont faibles, la séparation géographique de ces différentes filières peut apparaître souhaitable. Dans ce cas, les autorités publiques peuvent mener une politique d'aménagement du territoire incitant les territoires à mieux répartir leurs productions animales de manière à réduire les impacts négatifs sur l'environnement tout en maintenant le niveau de compétitivité de chaque filière. En revanche, si les avantages à la co-agglomération de différentes filières sont non négligeables, il est souhaitable d'identifier les combinaisons de filières (lait/porc ; lait/viande bovine ; porc/volaille) procurant le plus d'intérêts économiques au niveau des territoires. Même si à l'échelle des exploitations les économies de gamme sont relativement faibles, elles pourraient être significatives au niveau d'un territoire.

Avant de présenter l'état de la co-localisation en Europe dans la section 1.6.4, nous rappelons dans ce qui suit les principaux facteurs influençant l'organisation spatiale des filières animales. Dans la section 1.6.4, nous présentons les liens entre la densité animale et la nature de la spécialisation des territoires. La dernière Section conclut.

1.6.2 Rappels sur les facteurs explicatifs de la localisation des filières animales

La localisation des productions agricoles et la spécialisation des territoires ne sont pas le fruit du hasard. Elle est dictée par de nombreux paramètres relevant de la nature (qualité des sols, climat, situation géographique comme la distance à la mer...), la technologie (mécanisation, chimie, transport sur longue distance...), le marché (prix, demande,...) et les régulations publiques (subventions/taxes, réglementation,...). Les ressources naturelles

disponibles et le climat ainsi que les dotations en infrastructures publiques (ports, réseaux routiers) sont évidemment des éléments importants dans le développement local de filières animales. La faible quantité de terre par actif agricole, comme cela a été le cas en Bretagne, peut également participer à l'émergence d'une production agricole dense. Toutefois, la capacité prédictive de cette approche par les avantages comparatifs est limitée. En effet, les facteurs explicatifs associés à cette théorie ne sont des conditions ni nécessaires, ni suffisantes. Toutes les zones géographiques bénéficiant d'un climat adapté pour l'élevage ou de bonnes infrastructures publiques ne vont pas nécessairement se spécialiser dans ce type d'activités.

Dans les filières agro-alimentaires, les relations entre les différents maillons de la chaîne de valeur sont un facteur puissant d'agglomération des activités (Bagoulla *et al.*, 2010). L'agglomération de la production est un processus de long terme pour partie dû aux gains qui existent pour les exploitations à se localiser à proximité de leurs clients (industries d'aval) et de leurs fournisseurs (industries d'amont) - et réciproquement - pour bénéficier d'économies d'échelle au niveau des entreprises et du territoire (Gaigné, 2004 ; Venables, 2006). Des coûts de transport réduits permettent des prix de vente plus bas. Ceux-ci suscitent une demande plus élevée qui permet de produire à plus grande échelle. Accroître le niveau de production fait baisser les coûts moyens en raison des économies d'échelle. Production en hausse et coûts moyens de production en baisse permettent d'accroître les niveaux de profits. De même, pour éviter les coûts et les pertes de temps liés à l'éloignement, les entreprises sont incitées à se rapprocher de leurs fournisseurs. Les producteurs appartenant à une même filière animale s'attirent donc spontanément.

Les éleveurs peuvent également bénéficier d'avantages économiques liés à la simple proximité géographique entre producteurs d'une même filière. L'implantation dans un même territoire d'éleveurs favorise non seulement la circulation des informations et des innovations (technique, organisationnelle, produits) mais aussi le partage d'une main-d'œuvre et d'infrastructures qui sont spécifiques à une filière animale. En outre, la fréquence des contacts permet aux éleveurs et industriels de construire des relations de confiance nécessaires à la rédaction de contrats et à la mise en place de collaborations de long terme. Les performances techniques et économiques des élevages s'accroissent avec le nombre d'élevages localisés dans le même territoire. Ces économies d'agglomération sont particulièrement importantes dans le secteur porcin. Hubbell et Welsh ont montré que la délocalisation des productions porcines aux Etats-Unis à la fin du XX^{ème} siècle n'a pas débouché sur une plus grande dispersion entre les Etats américains mais sur une forte concentration spatiale dans d'autres Etats (Hubbell and Welsh, 1998).

En outre, la baisse relative du prix de l'énergie accompagnée par des progrès technologiques dans le transport sur longue distance (notamment pour les produits périssables) a entraîné une baisse des coûts et des temps de transport (Combes and Lafourcade, 2001), ce qui a permis d'élargir les marchés des débouchés et de l'approvisionnement en matières agricoles, surtout pour les produits à forte valeur ajoutée. Les protéines nécessaires à l'alimentation animale en Europe proviennent, par exemple, essentiellement d'importations de soja d'Amérique. Dans la seconde partie du XX^e siècle, la baisse des prix de l'énergie a aussi entraîné celle des prix des fertilisants chimiques conduisant à leur usage croissant au détriment de l'azote organique et à une dissociation fonctionnelle et géographique des productions animales et végétales.

Si les mécanismes de marché et le progrès technique favorisent la concentration spatiale de l'élevage, l'action publique a un rôle à jouer. Les modalités d'intervention de la Politique Agricole Commune en Europe à partir des années 1980 ont arrêté le processus de concentration spatiale des secteurs directement soutenus. La gestion des quotas laitiers a figé par exemple régionalement l'offre de lait en France et, par conséquent, a freiné la concentration géographique de cette production (Chatellier, 2013). La prime à la vache allaitante ainsi que les aides pour le maintien des surfaces en herbe et pour compenser les handicaps naturels ont soutenu la présence des ruminants dans des zones difficiles. La réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) qui sera appliquée au cours de la période 2015-2020 risque cependant de limiter l'effet de barrières à l'agglomération excessive des productions animales. Par exemple, la fin des quotas laitiers devrait favoriser le développement de contrats entre les groupes industriels et les producteurs et renforcera vraisemblablement la concentration géographique de la production laitière.

Néanmoins, cette concentration génère ses propres limites car elle s'accompagne d'une concurrence vive pour l'accès aux facteurs de productions (pression à la hausse sur le coût du travail et du foncier) et d'effets négatifs sur l'environnement. Les politiques internes visant à réduire les impacts des productions sur l'environnement n'ont pas les effets escomptés sur la géographie économique agricole. Gaigné et Ben Arfa rappellent que l'hypothèse d'un effet dispersif de la directive « Nitrates » (du fait des coûts croissants de gestion des déjections

avec la densité animale) n'est pas vérifiée (Gagné and Ben Arfa, 2011). L'effet dispersif s'avère très faible pour le secteur du lait et pas significatif pour le secteur porcin. Les auteurs justifient ces résultats par le changement de technologie : progrès de l'alimentation (formulation, distribution), sélection génétique, traitement des lisiers, etc. En encourageant le recours à des solutions technologiques (traitement du lisier, lavage de l'air sortant), les politiques environnementales peuvent même accentuer la concentration, structurelle et spatiale, des productions animales. Ce processus a été évidemment renforcé par la mise en place de subventions accordées aux éleveurs pour la « mise aux normes » de leurs installations, comme ce fut le cas entre 1994 et 2007 avec le programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (jusqu'à 60% du montant des investissements éligibles subventionnés). Si les gains à l'agglomération géographique spécifique à chaque filière animale semblent importants, nous disposons de peu d'éléments sur l'état et les mérites relatifs de la co-agglomération des différentes filières animales.

1.6.3 Etat de la co-spécialisation

Pour rendre compte de la localisation des activités d'élevage sur le territoire européen à un niveau spatial relativement fin, nous avons mobilisé la nomenclature des unités territoriales statistiques (NUTS) établie par les services de la Commission européenne dont le niveau 3 découpe le territoire européen en 986 zones géographiques⁵⁶. L'information sur le nombre d'UGB par type de cheptel est issue des données statistiques de 2010 produites par les services d'Eurostat. D'après les données statistiques de 2010 produites par les services d'Eurostat, l'UE-28 compte un cheptel global de 135 millions d'UGB (Unité de Gros Bétail)⁵⁷ dont 37,1 millions d'UGB porcins, 23,4 millions d'UGB vaches laitières, 20,3 millions d'UGB volailles et 9,9 millions d'UGB vaches allaitantes.⁵⁸

Ces zones, définies pour des besoins statistiques non liés aux questions agricoles, ont des tailles physiques différentes. Pour déterminer le degré de spécialisation d'un territoire, il faut pondérer par la taille du territoire. De même, la quantité d'UGB au niveau national varie fortement d'un type de cheptel à l'autre. Par exemple, si un territoire avec la même quantité d'UGB de vaches laitières et de volailles (disons 1 millier) – alors que, au niveau national, ces dernières sont beaucoup moins nombreuses que les premières (disons 1,5 millier contre 1 million) – on ne peut pas conclure que le niveau de spécialisation dans les deux types de cheptel est le même pour ce territoire. Les volailles étant beaucoup moins nombreuses au niveau national, on peut conclure que ce territoire est fortement spécialisé dans la volaille. De même, on ne peut pas déduire que ce territoire est spécialisé dans le lait. En conséquence, pour mesurer si un territoire est spécialisé dans une production donnée ou s'il accueille massivement différentes espèces, nous avons calculé l'indice de spécialisation suivant, par espèce i et par territoire NUTS3 r :

$$S_r^i = \frac{UGB_r^i / \sum_i UGB_r^i}{\sum_r UGB_r^i / \sum_r \sum_i UGB_r^i}$$

avec $i = (vache\ laitière ; vache\ allaitante ; porc ; volaille)$. Ainsi, UGB_r^i mesure le nombre d'UGB de l'espèce i dans le territoire r pour chaque pays tandis que $\sum_i UGB_r^i$ est la somme des UGB dans le territoire r , $\sum_r UGB_r^i$ est la somme des UGB de type i dans un pays et $\sum_r \sum_i UGB_r^i$ est la somme totale d'UGB dans un pays. Si $S_r^i > 1$ (resp., $S_r^i < 1$), le cheptel de type i est surreprésenté (resp., sous) dans le territoire r . Pour chaque

⁵⁶ En France, le découpage NUTS3 privilégie les départements, soit 99 zones. En comparaison, le nombre de zones est, par exemple, de 139 au Royaume-Uni, 110 en Italie, 66 en Pologne, 59 en Espagne, 51 en Grèce, 44 en Belgique, 42 en Roumanie, 40 aux Pays-Bas, 30 au Portugal, 20 en Hongrie, 11 au Danemark et 1 au Luxembourg. Pour l'Allemagne, nous avons considéré le niveau NUTS2, soit 39 zones contre 412 dans le cas de NUTS3.

⁵⁷ L'unité de gros bétail (UGB) est une unité de référence permettant d'agréger le bétail de différentes espèces et de différents âges en utilisant des coefficients spécifiques établis initialement sur la base des besoins nutritionnels ou alimentaires de chaque type d'animal. Il existe un tableau de correspondance pour chaque espèce animale. Par exemple : vache laitière (1 UGB), vache allaitante (0,8 UGB), bovin entre un et deux ans (0,7 UGB), truie reproductrice (0,5 UGB), poulet de chair (0,007 UGB), etc.

⁵⁸ Le reste du cheptel est composé des autres bovins (mâles, génisses, veaux), des ovins (brebis laitières, brebis allaitantes, agneaux), des caprins et des équins.

NUTS3 au sein de chaque pays, on peut déterminer si le territoire se caractérise par 0, 1, 2, spécialisations et la nature des co-spécialisations (vaches laitières et allaitantes, porc et volaille, etc...).

1.6.3.1 Co-localisation un phénomène non négligeable ...

Dans le tableau 1.6.2, nous avons reporté la part des UGB localisée dans des territoires qui ont aucune spécialisation, une unique spécialisation et deux spécialisations pour chaque type d'espèce. La somme de chaque ligne est inférieure à 100%, le solde étant les territoires avec 3 spécialisations.⁵⁹

Tableau 1.6.2. Répartition des UGBs par type de territoire (NUTS3) en EU

Type de production	% des UGB dans les territoires		
	Sans spéc.	Mono-spécialisés	2 spécialités
Vache allaitante	31% [53%] ^a	32% [15%]	31% [24%]
Vache laitière	33% [59%]	27% [12%]	34% [22%]
Porc	17% [34%]	13% [5%]	65% [54%]
Volaille	31% [64%]	21% [10%]	40% [19%]

a : [% SAU de l'EU] ; *Source* : Eurostat 2010, traitement des auteurs.

Il apparaît très nettement que les vaches laitières et allaitantes sont réparties de manière homogène entre les différents types de territoire. A l'inverse, les porcs et, dans une moindre mesure les volailles, sont concentrés dans des territoires avec deux spécialisations. Les territoires dans lesquels l'élevage de porcs est la seule production surreprésentée dans des zones à forte densité sont rares. Il s'agit de la Murcie en Espagne mais aussi l'Est du Danemark et la région de Hanovre en Allemagne. Il apparaît également que les productions de lait et de viande bovine sont davantage dans des territoires mono-spécialisés que les productions de porc et de volaille.

1.6.3.2 ...mais avec des logiques différentes selon les pays

Si l'on reproduit la même analyse au niveau des pays et non au niveau de l'Union européenne, des contrastes émergent. Pour illustrer l'importance et les types de co-localisations au sein d'un même territoire par pays, nous avons représenté la répartition des UGB entre les territoires mono-spécialisés et bi-spécialisés par pays (tableau 1.6.3 et tableau 1.6.4), et la fréquence des associations de type de cheptel dans les territoires avec au moins 2 spécialités (tableau 1.6.5). Nous concentrons notre analyse sur les 10 plus grands pays producteurs d'animaux de l'UE. Le poids relatif de chaque pays dans la production européenne de chaque type de cheptel est présenté en tableau 1.6.5.

⁵⁹ Ces territoires avec 3 spécialités représentent 9% de la SAU de l'UE et environ 8% des effectifs des différentes filières animales (vaches laitières, vaches allaitantes, porc et volaille).

Tableau 1.6.3. Répartition des UGB par type de territoire (NUTS3) par pays^a

	VA		VL		Porc		Volaille	
	Mono-s	Bi-s	Mono-s	Bi-s	Mono-s	Bi-s	Mono-s	Bi-s
Fra	70% [55%] ^b	30% [42%]	52% [46%]	45% [45%]	0 [0%]	97% [81%]	35% [31%]	63% [63%]
All	2% [2%]	71% [65%]	72% [55%]	19% [26%]	36% [24%]	56% [48%]	5% [3%]	76% [60%]
Bel	42% [26%]	52% [66%]	24% [11%]	49% [72%]	41% [43%]	49% [45%]	0% [0%]	76% [67%]
Dan	0% [0%]	40% [37%]	0% [0%]	72% [68%]	73% [56%]	2% [4%]	0% [0%]	48% [38%]
Esp	48% [50%]	67% [47%]	4% [15%]	87% [77%]	60% [67%]	40% [33%]	41% [65%]	53% [30%]
Irl	33% [30%]	40% [35%]	0% [0%]	100% [100%]	43% [24%]	53% [61%]	0% [0%]	0% [0%]
Ita	48% [49%]	45% [44%]	38% [30%]	58% [64%]	43% [24%]	53% [61%]	64% [39%]	27% [48%]
P-B	5% [4%]	70% [74%]	14% [9%]	66% [72%]	30% [23%]	57% [56%]	22% [9%]	69% [69%]
Pol	4% [4%]	79% [83%]	50% [40%]	44% [49%]	51% [51%]	49% [49%]	12% [13%]	82% [77%]
R-U	31% [49%]	67% [47%]	46% [38%]	49% [53%]	23% [16%]	69% [67%]	15% [14%]	76% [69%]

^a concerne uniquement des territoires avec au moins 1 spécialisation. ^b : [% SAU du pays]

Source : Eurostat 2010, traitement des auteurs.

Tableau 1.6.4. Part des UGB dans des territoires (NUTS3) spécialisés par pays

	VA	VL	Porc	Vol
Fra	69% [48%] ^a	67% [41%]	69% [19%]	76% [35%]
All	64% [52%]	65% [52%]	64% [33%]	69% [41%]
Bel	67% [60%]	55% [52%]	89% [34%]	67% [26%]
Dan	59% [56%]	82% [59%]	39% [41%]	66% [57%]
Esp	79% [42%]	79% [24%]	71% [25%]	69% [37%]
Irl	66% [59%]	73% [44%]	86% [59%]	66% [18%]
Ita	87% [58%]	66% [33%]	75% [20%]	70% [34%]
P-B	63% [59%]	75% [72%]	77% [28%]	58% [36%]
Pol	50% [35%]	30% [40%]	64% [40%]	69% [45%]
R-U	58% [48%]	83% [38%]	71% [31%]	63% [28%]

^a : [% de la SAU du pays] ; Source : Eurostat 2010, traitement des auteurs.

La France se distingue nettement des autres pays européens en matière d'organisation géographique de ces productions animales. Il existe notamment des différences importantes entre les principaux producteurs de vaches allaitantes, la France, l'Espagne, le Royaume-Uni et l'Irlande. Bien que les vaches allaitantes soient surtout localisées dans les zones défavorisées au sein de ces pays et/ou les régions où la part de prairies permanentes dans la SAU atteint les niveaux les plus élevés, en France, l'élevage allaitant se concentre dans des territoires mono-spécialisés, contrairement aux autres pays (tableau 1.6.3 et tableau 1.6.4). Ces élevages étant très dépendants des aides directes, les différences observées entre les pays s'expliquent, en partie, par les différentes modalités d'application du découplage des aides suite à la réforme de la PAC de 2003. Le Royaume-Uni et l'Irlande ont opté pour un découplage total de la prime au maintien du troupeau de vaches allaitantes (PMTVA), ce qui a contribué à la décapitalisation du cheptel allaitant et à sa localisation dans les zones où la compétition avec les autres productions, notamment la production laitière, était la moins forte. En France et en Espagne, le découplage de la PMTVA est partiel, ce qui participe, dans une certaine mesure, à l'ancrage de la production bovine allaitante sur le territoire. La rentabilité à l'hectare de cette production étant faible et la compétition avec les autres productions, notamment laitières, étant forte en France, les élevages allaitants

français se sont concentrés dans les zones défavorisées dans lesquelles des aides directes sont attribuées dans le cadre du second pilier de la PAC, notamment l'ICHN (Indemnité Compensatoire de Handicaps Naturels) et la PHAE (Prime Herbagère Agro-Environnementale). Dans l'hypothèse où une relance de l'activité allaitante aurait lieu dans les années à venir, il est fort probable que celle-ci se fasse dans les zones où cette activité est déjà présente et concentrée. Plusieurs raisons justifient cela : la rentabilité à l'hectare de cette production est faible et ne permet donc pas d'imaginer son développement dans des zones où la concurrence avec d'autres productions agricoles est forte (le prix du foncier jouant de plus en plus le rôle d'arbitre) ; certaines exploitations laitières, ovines ou mixtes localisées dans des zones de montagne à faible démarcation « produit » pourraient se réorienter vers la production allaitante (principalement au moment des transitions générationnelles) ; il est difficile d'envisager un essor soudain de cette activité, techniquement spécifique, dans des zones sans tradition ni structuration de filière.

Tableau 1.6.5 Fréquence des associations de type de cheptel dans les territoires avec au moins 2 spécialités

	VL et VA			VL et Porc			Porc et Volaille		
	%SAU	%UGB		%SAU	%UGB		%SAU	%UGB	
		VA	VL		VL	Porc		Porc	Vol
Fra	12%	13%	12%	7%	15%	16%	11%	53%	35%
All	23%	33%	18%	2%	2%	2%	17%	35%	47%
Bel	42%	38%	31%	4%	10%	8%	20%	52%	62%
Dan	37%	48%	46%	0%	0%	0%	16%	10%	10%
Esp	15%	37%	69%	3%	6%	7%	5%	22%	31%
Irl	12%	14%	16%	33%	57%	40%	18%	27%	66%
Ita	14%	20%	15%	6%	22%	28%	6%	6%	8%
PB	48%	50%	51%	11%	17%	18%	7%	33%	29%
Pol	16%	23%	20%	0%	0%	0%	14%	25%	25%
RU	14%	29%	30%	4%	5%	5%	17%	45%	39%
EU	19%	23%	25%	8%	12%	10%	14%	29%	31%

Source : Eurostat 2010, traitement des auteurs.

La France se distingue également par le faible poids de l'association lait/viande bovine et par le poids non négligeable de l'association lait/porc sur son territoire. Seulement 12% des UGB vaches laitières sont localisées dans des territoires avec une spécialisation lait/viande bovine. Parmi les territoires français avec deux spécialisations dont le lait, les UGB vaches laitières sont réparties de manière homogène entre les territoires spécialisés dans la combinaison lait/porc et lait/viande bovine. En Allemagne, plus grand pays producteur de lait et de porc de l'UE, les vaches laitières et les porcs se concentrent dans des territoires mono-spécialisés. Comment expliquer l'absence de double spécialisation porc/lait des territoires NUTS3 en Allemagne alors qu'elle existe en France. Les raisons sont à puiser dans les modalités de mise en œuvre de la politique des quotas laitiers et de la directive « Nitrates ». En France, les élevages caractérisés par des excédents d'azote organique au vu des plafonds fixés par la réglementation ont la possibilité d'éliminer le surplus à l'aide de stations de traitement (subventionnées par les autorités publiques) ou de l'exporter. Simultanément, la gestion administrative française des quotas laitiers à l'échelle de chaque département, puis au niveau des bassins de production, a contribué à figer la production laitière sur le territoire. La combinaison de ces choix politiques ont permis le développement simultané de la production de lait à côté d'autres filières animales. Cependant, il est probable que la fin des quotas laitiers renforce la compétition entre le porc et le lait pour les terres d'épandage. De même, la hausse des prix des céréales observée ces dernières années a engendré des redistributions territoriales. L'activité laitière a reculé dans certaines zones de polyculture-élevage françaises comme en Poitou-Charente (Chambre d'agriculture Poitou-Charente, 2014). Nous savons que la hausse des prix des céréales favorise la relocalisation des productions animales par défaut car les productions végétales chassent ces dernières des terres relativement fertiles (Gaigné, 2015). Ce phénomène spatial est amplifié par la mise en place d'un marché libre des quotas laitiers⁶⁰. En Allemagne, la spécialisation croissante des territoires dans la production de lait a été permise dès les années 2000 en raison notamment de la possibilité d'échanger des quotas au sein de bourses régionales dont le périmètre a été progressivement élargi au cours du temps. La production a

⁶⁰ Le cas du Royaume-Uni est révélateur. Favorisé par un marché libre des quotas, ce mouvement de spécialisation y est ancien puisqu'il avait débuté dès les années quatre-vingt-dix. Il avait alors surtout profité à l'Irlande du Nord dont la production laitière avait augmenté de 40% (contre -10% pour l'Angleterre, et +10% pour le Pays de Galles et l'Ecosse).

légèrement diminué dans les zones intermédiaires, moins denses en production laitière, où la concurrence avec les productions végétales est plus forte (Roguet *et al.*, 2015). Depuis 2005, les länder du nord (Basse-Saxe, Schleswig-Holstein) enregistrent de fortes augmentations de production laitière (près de 20%) tandis que la production n'augmente que légèrement en Bavière (+7%).

Tableau 1.6.6. Part des UGB totaux de l'UE produites par pays.

	SAU ^a	Vache allaitante		Vache laitière		Porc		Volaille	
		UGB ^b	%UGB/UE	UGB ^b	%UGB/UE	UGB ^b	%UGB/UE	UGB ^b	%UGB/UE
Fra	27.84	3309	33%	3720	15%	3225	9%	4332	21%
All	46.7	532	5%	4165	17%	6390	17%	1749	9%
Bel	1.36	422	4%	521	2%	1578	4%	340	1%
Dan	2.65	81	1%	568	2%	3515	9%	204	1%
Esp	23.75	1484	15%	909	4%	6155	16%	2342	11%
Irl	4.99	927	9%	1071	5%	379	1%	104	1%
Ita	12.86	405	4%	1832	8%	2453	7%	2136	10%
PB	1.87	923	1%	1479	6%	2496	7%	1174	6%
Pol	14.45	112	1%	2506	10%	3657	10%	2062	10%
RU	16.88	1316	13%	1841	8%	1101	3%	1726	8%
EU			100%		100%		100%		100%

^a Unités : SAU en 1 000 000 ha ; ^b Unités : effectifs d'animaux en 1 000 UGB.

Source : Eurostat 2010, traitement des auteurs.

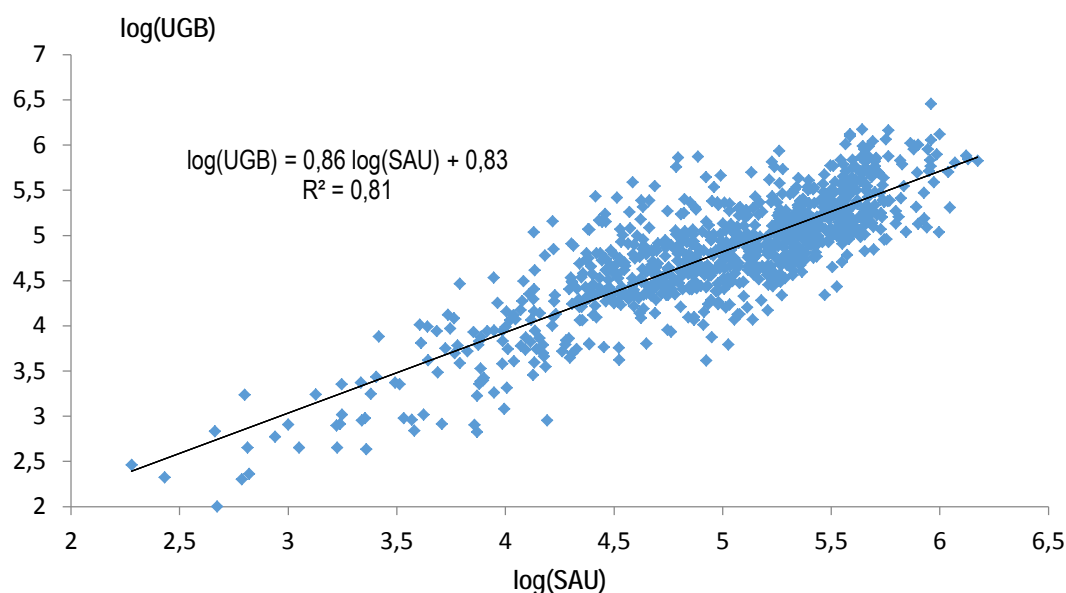
Au contraire, quelques associations de productions animales sont très fréquentes à l'échelle de l'Union européenne. C'est le cas de l'association volaille-porc. Les liens qui unissent les productions de granivores (porcs et volailles) au territoire ne sont pas, du fait du type d'alimentation (monogastrique), de même nature que ceux observés dans le secteur des ruminants. L'absence de liaison directe aux productions fourragères conduit, *de facto*, à ce que ces productions soient géographiquement plus concentrées, car moins représentées dans les zones herbagères ou les zones défavorisées. A l'échelle européenne, les productions porcines et avicoles tendent souvent à se concentrer sur les mêmes territoires, même à un niveau géographique relativement fin quand bien même ces deux productions sont rarement pratiquées au sein des mêmes exploitations pour des raisons sanitaires notamment. Leur concentration géographique et co-localisation peuvent s'expliquer par des caractéristiques communes. L'alimentation des porcs et volailles, à base de céréales (70-75%) et de sources protéiques (soja notamment), se fait principalement à partir d'aliments achetés à (en porc) ou fournis par (en aviculture) des fabricants d'aliments industriels (même si une partie des exploitations le fabrique à la ferme). L'existence de cette co-localisation tend à montrer que les économies d'agglomération que procurent la concentration des productions et plus largement des filières animales dans des régions (s'étant) dotées d'avantages comparatifs l'emportent sur les surcoûts générés par la concurrence sur les facteurs. Ces productions ont ainsi pu se développer indépendamment du foncier disponible, seules ou en complément de revenu d'une activité d'élevage herbivore (par exemple en 2010, 23% des élevages de porcs et 17% des porcs se trouvent dans des exploitations associant des porcs et des vaches laitières) ou céréalière (en 2010, toujours, 19% des élevages de porcs et 11% des porcs se trouvent dans des exploitations de polyculture-élevage). Les filières porcine et avicole sont aussi très structurées verticalement, en porc par les groupements de producteurs dont certains ont développé leur activité à l'amont et l'aval, en aviculture par l'intégration.

1.6.4 Co-spécialisation et densités animales

A l'échelle de l'UE-28, la densité moyenne s'élève à 0,8 UGB totaux par hectare de SAU. Pour information, selon les normes Corpen en vigueur en 2010⁶¹, le rejet moyen d'azote organique par vache laitière est d'environ 85 kg (cette valeur est proche de 100 kg en 2015) tandis que la norme européenne fixe un seuil maximal de 170 kg d'azote organique par hectare de surface épandable. Une première approximation révèle que la quantité d'UGB croît en moyenne avec la quantité de SAU (figure 1.6.1). Quand la SAU double, la quantité d'UGB augmente en moyenne de 86%.

⁶¹ http://www.finistere.gouv.fr/content/download/2283/14591/file/2_2012-08-22_Tables_ref_azote.pdf

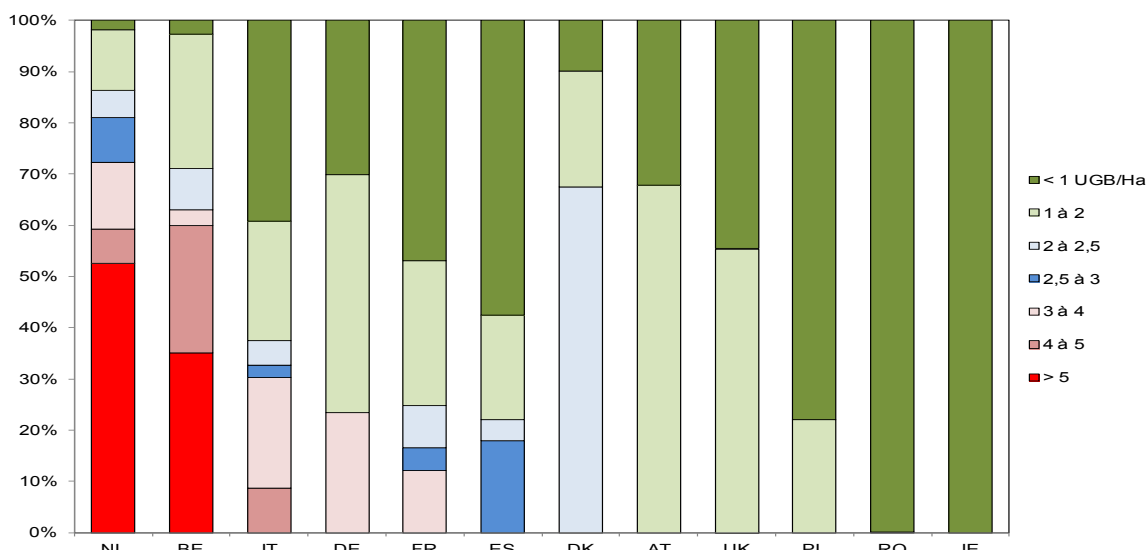
Figure 1.6.1. Niveau d'UGB total en fonction de la SAU par territoire NUTS3



Cependant, au sein des pays, des territoires se singularisent par des niveaux élevés de densité animale par hectare de SAU. C'est le cas des Pays-Bas et la Flandre belge mais aussi le nord-ouest de l'Allemagne, l'ouest de la France et le nord de l'Italie (plaine du Pô). Nous reproduisons ici une figure issue de Roguet *et al.* (Roguet *et al.*, 2015). Les chargements animaux, en UGB par hectare de SAU, peuvent atteindre localement des niveaux très élevés. Aux Pays-Bas et en Belgique, 52% et 35% des UGB totaux respectivement sont localisés dans des zones où le niveau de chargement excède le seuil de 5 UGB/ha (figure 1.6.2). Le Danemark présente une répartition homogène de ses animaux sur le territoire. Les deux tiers des UGB de ce pays sont localisés dans des zones ayant un chargement compris entre 2 et 2,5. La situation des pays dotés de larges surfaces agricoles comme la France, l'Espagne et l'Allemagne est plus diversifiée, avec une distribution à peu près équilibrée des UGB entre des zones à faible chargement (< 1 UGB/ha), des zones intermédiaires (1 à 2 UGB/ha) et des zones plus intensives et plus spécialisées en élevage (≥ 2 UGB/ha).

Si les provinces néerlandaises et belges supportent en moyenne les chargements animaux les plus élevés de l'UE, avec notamment 7,5 UGB/ha pour le Brabant du nord et 6,0 UGB/ha pour les Flandres occidentales, la concentration se révèle encore plus forte à l'échelle géographique plus fine. Le chargement atteint, par exemple, 11,7 UGB/ha dans le sud-est du Brabant du nord et 10,4 UGB/ha dans l'arrondissement de Tielt dans les Flandres. Dans le Finistère en Bretagne, la densité animale peut monter localement à des valeurs proches de celles observées aux Pays-Bas (par exemple 8,1 UGB/ha de SAU dans le canton de Landivisiau en Bretagne, trois fois plus petit en SAU cependant que l'arrondissement de Tielt).

Figure 1.6.2. La répartition des UGB totaux par classe de densité (UGB/ha de SAU) des NUTS3



Source : Eurostat - Traitement RMT Economie des filières animales (Roguet *et al.*, 2015).

NB (exemple de lecture) : aux Pays-Bas, 52% des UGB totaux sont localisés dans des zones (NUTS 3) où le niveau moyen de chargement est supérieur à 5 UGB/ha de SAU.

Il faut noter que le lien au foncier diffère selon les pays. Par exemple, près de 70% des UGB totaux sont localisés dans des exploitations ayant plus de 100 hectares au Danemark contre 6% aux Pays-Bas (Roguet *et al.*, 2015). Outre la disponibilité en foncier (très faible aux Pays-Bas par exemple), ces écarts reflètent les choix politiques et fiscaux propres à chaque pays. En effet, au Danemark, la loi sur l'agriculture impose à l'éleveur de disposer d'un nombre d'hectares de SAU, fonction du nombre d'UGB de l'exploitation, dont historiquement une partie en propriété. De fait, aujourd'hui, la SAU moyenne des exploitations d'élevage au Danemark est beaucoup plus élevée que dans les autres pays. Ces écarts entre pays peuvent être liés à l'organisation industrielle des filières. Le cas de l'Espagne est éclairant de ce point de vue. En effet, parmi les 24% des exploitations d'élevage en Espagne qui n'ont aucun lien au sol, une majorité de celles-ci appartiennent à des intégrateurs (Roguet *et al.*, 2015). Dans certains cas, comme en France, cela peut être le résultat d'un artefact statistique. L'absence totale de lien au sol est liée tout simplement à la séparation juridique, mais non fonctionnelle, de l'élevage et des cultures au sein d'une même exploitation (l'exploitant possède une exploitation céréalière et une exploitation d'élevage).

On peut s'interroger sur l'existence d'un lien entre densité de cheptel et la nature de la spécialisation des territoires. La présence simultanée de plusieurs espèces animales dans une même zone s'accompagne-t-elle d'une hausse significative de la densité animale. Pour cela, nous avons procédé à une analyse économétrique afin d'identifier les écarts significatifs de densité entre les différents types de territoires, d'associations de productions animales et de pays. Les estimations sont réalisées sur 4 échantillons différents, les territoires produisant du porc, des volailles, du lait, et de la viande bovine. Les résultats de l'analyse révèlent qu'il existe des écarts significatifs de densité selon la nature des spécialisations (tableau 1.6.7).

Parmi les mono-spécialisations, celle dans le porc génère des niveaux de densités élevés. Cela reste vrai, quel que soit le pays. Par ailleurs, il n'y pas d'écart significatif en moyenne de densité entre des territoires uniquement spécialisés dans la volaille et ceux avec une mono-spécialisation dans le lait. Enfin, les territoires uniquement spécialisés dans les vaches allaitantes ont en moyenne des densités animales plus faibles. Il apparaît également que les territoires avec deux spécialisations lait et porc génèrent des niveaux de densité bien plus élevés que les territoires avec une unique spécialisation dans le lait, mais non significativement différents des territoires avec une unique spécialisation dans les porcs. L'activité laitière et porcine ne se produisant généralement pas dans les mêmes exploitations, des exploitations spécialisées laitières et spécialisées porcines se partagent donc des territoires qui ont un niveau de densité animale aussi élevé que des territoires uniquement spécialisés en porc. Les exploitations laitières ont des densités animales moyennes inférieures aux exploitations porcines, ce qui révèle que les exploitations porcines de ces territoires bi-spécialisés atteignent des niveaux de chargement animal supérieurs à celles situées dans des territoires mono-spécialisés en porc. Cette association lait et porc sur

un même territoire est observée en France, notamment en Bretagne. Il est de plus en plus fréquent dans ces territoires, que les exploitations porcines exportent leurs effluents excédentaires sur des terres voisines déficitaires en azote appartenant aux exploitations laitières. La disponibilité locale de terre pour l'épandage des effluents d'élevage donne ainsi la possibilité aux exploitations porcines d'augmenter la taille de leur cheptel tout en sécurisant leur plan d'épandage et en respectant la réglementation environnementale qui plafonne les apports d'azote organique par hectare. Les exploitations laitières y gagnent également, puisqu'elles bénéficient d'apports d'engrais organiques à moindre coût. Ces échanges d'effluents, généré par la mise en œuvre française de la directive « Nitrates », pourrait faciliter le maintien de la co-agglomération de ces productions animales sur un même territoire en France (Conseil des communautés européennes, 1991).

Toutefois, c'est la combinaison de spécialisation porc/volaille qui génère les niveaux de densité les plus élevés. En recourant à des achats d'aliments en provenance d'autres régions/pays et en étant moins directement dépendantes du facteur foncier, les productions avicoles et porcines autorisent des niveaux d'intensification supérieurs aux productions d'herbivores. Dans les zones géographiques où l'assolement repose exclusivement sur la valorisation de surfaces toujours en herbe (STH) et où les surfaces agricoles représentent une faible part de la surface totale (hors urbanisation), comme c'est le cas des massifs montagneux, l'obtention d'un niveau élevé de densité de bovins est de fait exclue. Cela ne doit cependant pas conduire à négliger l'importance jouée dans ces territoires par les productions d'herbivores (vaches allaitantes, ovins et caprins). Dans de nombreuses régions méditerranéennes de l'Espagne, de la France, de l'Italie et de la Grèce, les productions animales sont peu fréquentes et jouent un rôle économique souvent marginal par rapport aux productions végétales classiques (céréales) ou spécialisées (vin, fruits et légumes, huile d'olive, etc.). De plus, le développement des techniques de séparation des phases et déshydratation des effluents d'élevage pourrait accroître la co-localisation des différentes productions animales en facilitant le transport des excès d'azote et de phosphore. Ces équipements étant potentiellement transfilières, ils pourront renforcer la concentration globale des productions animales sans avoir d'effet sur le poids relatif des différentes filières animales. En théorie, ces technologies de traitement des effluents et de transport des matières organiques (stratégie souvent adoptée dans les pays du Nord de l'Europe) pourraient contribuer à accentuer la dissociation spatiale des productions animales et végétales et à une association encore plus forte des différentes productions animales à l'échelle des territoires.

Tableau 1.6.7. Variable à expliquer : densité animale/NUTS3 ($UGB_{r,s}/SAU_{r,s}$)

	UGB Porc>0	UGB Vol>0	UGB VL>0	UGB VA>0
Sans spec	-0.67***	-0.38***	-0.33*	-0.03
Mono-Porc	référence	+0.34**	+0.41**	+0.81***
Mono-Vol	-0.32*	référence	0.03	+0.41***
Mono-VL	-0.34***	+0.02	référence	+0.42***
Mono-VA	-0.77***	-0.43***	-0.45***	référence
Duo-Porc/Vol	+0.33***	+0.68***	+0.70***	+1.11***
Duo-Porc/VL	+0.11	+0.45**	+0.46**	+0.87***
Duo-Vol/VL	-0.51**	-0.17	-0.14	+0.28*
Duo-VL/VA	-0.73***	-0.38***	-0.42***	<0.001
Constante	+1.23***	+0.88***	+0.87***	+0.47***
France	référence	référence	référence	référence
Allemagne	+0.22	+0.22	+0.23	+0.22
Belgique	+2.17***	+2.14***	+2.15***	+2.14***
Danemark	+0.84***	+0.84***	+0.83***	+0.71**
Espagne	+0.06	+0.07	+0.14	+0.08
Irlande	+0.34	+0.35	+0.36	+0.35
Italie	+0.06	+0.03	+0.04	+0.03
Pays-Bas	+2.74***	+2.78***	+2.51***	+2.49***
Pologne	-0.24*	-0.24	-0.25***	-0.23
Royaume Uni	+0.02	+0.02	+0.06	+0.05
Nb obsv.	916	934	920	919

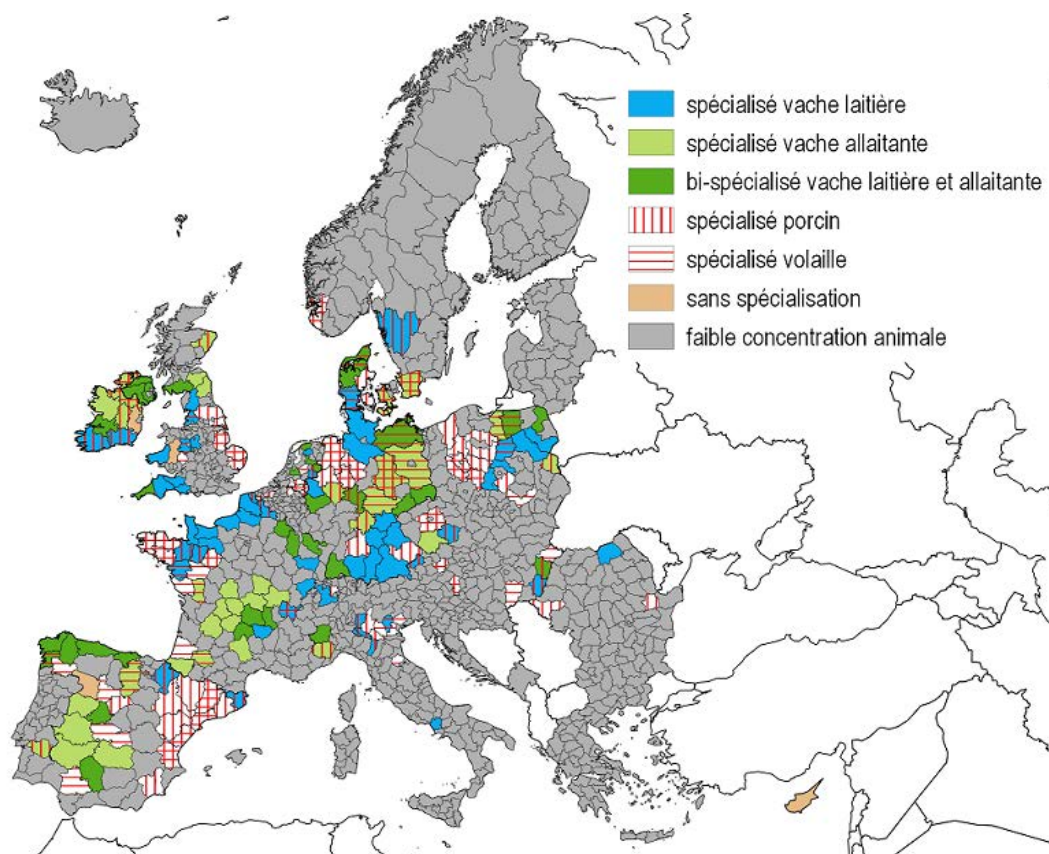
Non reporté : autres combinaisons de production

*, **, *** significativement différent de 0 à respectivement, 10%, 5% et 1%.

Focus sur les premiers territoires NUTS3 en termes d'UGB total

L'usage de l'indice de spécialisation implique de retenir les territoires dans lesquels le nombre d'UGB est assez conséquent. Pour des entités de petite taille, l'indice de spécialisation est, en effet, délicat à interpréter. Par exemple, dans un pays où les porcs représentent 30% des UGB, un territoire avec seulement 9 UGB porcs et 1 UGB vache aura un indice de spécialisation mathématiquement très élevé en porc ($S_{\text{porc}} = (9/10)/(3/10) = 3$). Ainsi, sur les 918 territoires NUTS3 présents dans la base de données à l'échelle de l'UE, seuls les 200 plus importants en nombre d'UGB ont été sélectionnés. Ils concentrent la moitié des UGB totaux de l'UE pour un quart de la SAU. La figure 1.6.3 permet de localiser ces 200 NUTS3 ainsi que leur type de spécialisation. Ils sont répartis entre les dix principaux pays producteurs d'animaux (France, Allemagne, Belgique, Danemark, Espagne, Italie, Irlande, Pays-Bas, Pologne, et Royaume-Uni) mais la majorité d'entre eux sont localisés en France, en Allemagne et en Espagne.

Figure 1.6.3. Nature des spécialisations du Top 200 NUTS3 (UGB total)



Source : Eurostat 2010, carte réalisée par Jonathan Hercule (Inra-DEPE).

Si ces territoires ont des quantités d'UGB comparables, ils diffèrent fortement par leurs densités d'UGB par hectare de SAU (de 1,15 en Pologne à 7,79 aux Pays-Bas). Des statistiques descriptives de ces territoires sont reportées dans le tableau 1.6.7 et confirment les liens entre la spécialisation et la densité animale obtenus en incluant tous les territoires européens. Il faut être prudent cependant sur le lien entre densité animale et impacts environnementaux. Evidemment, comme cela est très bien rappelé dans Peyraud *et al.*, un même niveau de pression azotée peut conduire à des impacts environnementaux différents selon la sensibilité du milieu (climat, type de sol...) et sa capacité à valoriser ou éliminer l'azote apporté par les animaux (modes d'occupation des sols) (Peyraud *et al.*, 2012).

Tableau 1.6.8. Diversité des spécialisations dans le Top 200 NUTS3 (UGB total)

	Territoires (93) mono-spécialisés		Territoires avec deux spécialisations (91)							
	Nbre	densité	Nbre	densité	VA		Porc		Vol.	
VL	33	1,18	50	1,53	28	1,2	16	1,9	6	1,6
VA	18	0,74	41	1,14	-		7	1,0	6	0,6
Porc	26	2,15	51	2,52			-		28	3,2
Vol.	16	1,90	40	2,60					-	-

1.6.5 Conclusion

A l'échelle de l'exploitation, les élevages se spécialisent de plus en plus dans une unique production animale. A l'échelle du territoire, cette étude met en avant qu'excepté la France, les grands pays producteurs de l'UE ont tendance également à spécialiser leurs territoires (selon la définition retenue dans l'étude) dans une unique production animale. Cette organisation des filières *suggère* que les gains à la co-agglomération de différentes productions animales sont relativement faibles. Une évaluation rigoureuse des gains et des coûts générés par une co-localisation est toutefois nécessaire afin de confirmer ces premières conclusions ou apporter des éclairages différents.

En France, les modalités d'application des politiques agricoles, environnementales et même foncières semblent agir comme des freins au processus de mono-spécialisation des territoires d'élevage dans les filières avicoles, laitières et porcines. Cependant, même si d'autres formes d'organisation spatiale des filières économiquement et environnementalement plus efficaces sont possibles en France, rien ne nous garantit que les différents acteurs d'une filière soient en mesure d'adopter individuellement ces nouveaux modes d'organisation. En effet, les processus d'agglomération engendrent un effet de verrouillage entraînant une grande inertie dans la répartition géographique des secteurs d'activité et la spécialisation des territoires (Krugman, 1991). Même si cette trajectoire verrouillée a été source de gains importants, on peut s'interroger légitimement si un verrouillage négatif du système se met actuellement en place. Par exemple, l'agglomération et la spécialisation peut empêcher la création de nouvelles filières dans d'autres régions en raison d'un manque d'industrie de transformation. La théorie économique nous enseigne que les mécanismes de marché peuvent conduire à une concentration géographique excessive de production d'un point de vue strictement économique (Gaigné, 2006). De plus, les changements d'organisation géographique et industrielle sont coûteux et nécessitent une coordination importante.

Les travaux de recherche n'offrent pas actuellement de mesure précise des écarts de gains et de coûts entre les différents modes d'organisation des filières. Cependant, nous pouvons identifier deux grands freins au changement d'organisation géographique des différentes filières animales. Tout d'abord, les coûts de coordination entre les différents acteurs d'une filière pour changer de trajectoire sont élevés (plus les acteurs sont nombreux, ce qui est le cas en agriculture, plus ces coûts sont substantiels). Ensuite, les coûts liés au changement d'organisation géographique et industrielle se manifestent avant les gains, dont l'ampleur est incertaine. Des travaux de recherche visant à fournir des mesures relativement précises des écarts de gains et coûts entre les différents modes d'organisation des filières sont souhaitables.

Références bibliographiques

Bagoulla, C.; Chevassus-Lozza, E.; Daniel, K.; Gaigné, C., 2010. Regional Production Adjustment to Import Competition: Evidence from the French Agro-Industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (4): 1040-1050.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq053>

Chambre d'agriculture Poitou-Charente, 2014. *Etude sur la déprise et les facteurs de maintien des élevages laitiers bovins et caprins dans la région Poitou-Charentes*, 70 p.

http://www.poitou-charentes.chambagri.fr/fileadmin/publication/CRA/16_Prospective_Economique/Documents/201504_Rapport_final_Etude_deprise_laitiere.pdf

Chatellier, V., 2013. Les effets redistributifs des décisions françaises relatives à la PAC post-2015. *Séance Académie d'Agriculture de France : Future PAC et loi d'avenir agricole : enjeux et perspectives pour la France*. Paris, 8 p.

Chatellier, V.; Gaigné, C., 2012. Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français. *Innovations Agronomiques*, n°22: 185-203.

http://www.inra.fr/ciag/colloques_agriculture/polyculture_elevage

Combes, P.-P.; Lafourcade, M., 2001. *Transport Cost Decline and Regional Inequalities: Evidence from France* CEPR Discussion Papers 2894.

<http://www.enpc.fr/ceras/labo/artinf.pdf>

Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*. 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

Cronon, W., 1991. *Nature's metropolis: Chicago and the Great West*. New York: Norton & Company, 592 p.

Fujita, M.; Thisse, J.F., 2002. *Economics of agglomeration: cities, industrial location, and regional growth*. Cambridge: Cambridge University Press, 466 p.

Gaigné, C., 2004. Intégration et inégalités régionales : une relation en U inversé ? . *Economie Internationale*, (99): 113-131.

<http://www.cepii.fr/francgraph/publications/ecointern/rev99/gaigne.pdf>

Gaigné, C., 2006. "The 'genome' of NEG models with vertical linkages": a comment on the welfare analysis. *Journal of Economic Geography*, 6 (2): 141-149.

<http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbl002>

Gaigné, C., 2012. Organisation des filières animales et environnement. Vingt ans après la directive nitrates. *INRA Productions Animales*, 25 (4): 375-388.

http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/6364/88146/version/1/file/Prod_Anim_2012_25_4_05.pdf

Gaigné, C., 2015. Localisation de la production alimentaire. In: Catherine, E.; Jean, F.; Bruno, L., eds. *L'alimentation à découvert*. CNRS Editions, 243-244.

Gaigné, C.; Ben Arfa, N., 2011. Environnement et concentration géographique des productions animales : quels effets sur la compétitivité de l'Ouest de la France ? *Focus PSDR3*: 1-4.

Gaigné, C.; Le Gallo, J.; Larue, S.; Schmitt, B., 2012. Does Regulation of Manure Land Application Work Against Agglomeration Economies? Theory and Evidence from the French Hog Sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 94 (1): 116-132.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aar121>

Hubbell, B.J.; Welsh, R., 1998. An Examination of Trends in Geographic Concentration in U.S. Hog Production, 1974–96. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 30 (02): 285-299.

<http://dx.doi.org/10.1017/S1074070800008294>

Isik, M., 2004. Environmental Regulation and the Spatial Structure of the U.S. Dairy Sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 949-962.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00645.x>

Krugman, P., 1991. Increasing Returns and Economic Geography. *Journal of Political Economy*, 99 (3): 483-499.

<http://www.jstor.org/stable/2937739>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*. Paris: INRA, 68 p.

Roe, B.; Irwin, E.G.; Sharp, J.S., 2002. Pigs in Space: Modeling the Spatial Structure of Hog Production in Traditional and Nontraditional Production Regions. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (2): 259-278.

<http://www.jstor.org/stable/1244951>

Roguet, C.; Gaigné, C.; Chatellier, V.; Cariou, S.; Carlier, M.; Chenu, R.; Daniel, K.; Perrot, C., 2015. Spécialisation territoriale et concentration des productions animales européennes : état des lieux et facteurs explicatifs. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 5-22.

Venables, A.J., 2006. Shifts in economic geography and their causes. *Economic Review Federal Reserve Bank of Kansas City*, (Q IV): 61-85.

<http://www.kansascityfed.org/Publicat/econrev/PDF/4q06vena.pdf>

1.7 Structures des exploitations d'élevage dans l'Union européenne

Laurent Piet

1.7.1 Introduction

Cette section propose un panorama de quelques caractéristiques structurelles des exploitations d'élevage européennes. Des indicateurs économiques et financiers (capital d'exploitation, production totale, soutien public, endettement, etc.) étant présentés conjointement à des indicateurs physiques (surfaces, cheptels, main d'œuvre), et afin de garantir la cohérence des chiffres présentés, le champ des exploitations étudiées est ici restreint à celui du Farm Accounting Data Network (FADN)⁶², c'est-à-dire aux exploitations dites « moyennes et grandes ». En France, comme en Allemagne, en Belgique, aux Pays-Bas et au Royaume-Uni, ce champ correspond aux exploitations présentant une Production Brute Standard (PBS) supérieure ou égale à 25 000 €. Mais il n'en va pas de même dans tous les États Membres de l'UE : ce seuil est de 2 000 € de PBS en Roumanie et Bulgarie, 4 000 € en Espagne ou en Italie, 15 000 € au Danemark, etc. Il convient donc de garder en mémoire que les moyennes par exploitation présentées correspondent à un éventail de tailles, mesurées en potentiel économique de production, qui varie très largement d'un pays à l'autre. Ce faisant, ces moyennes reflètent cependant bien la diversité des structures au sein de l'Union. D'après la Commission européenne, le champ du FADN représente 90% de la production agricole totale de même que 90% de la superficie agricole utilisée.⁶³

Parmi ces exploitations, on s'intéressera principalement à celles relevant des orientations technico-économiques (OTEX) présentant une dominante d'élevage : d'une part, les exploitations spécialisées en bovins lait (OTEX 45), bovins viande (OTEX 49), ovins et caprins (OTEX 48) et granivores (OTEX 50), dont la Production Brute Standard (PBS) correspondant à la production animale concernée représente plus des deux-tiers de la PBS totale ; d'autre part, les exploitations diversifiées en poly-élevage (OTEX 70) et polyculture-élevage (OTEX 80), dont la PBS animale représente au moins un tiers mais moins des deux tiers de la PBS totale. En effet, même si les animaux ne sont pas totalement absents des autres OTEX, ce sont ces orientations qui hébergent près de 98% des cheptels européens mesurés en Unités Gros Bétail (UGB), comme le montre le tableau 1.7.1.

Enfin, sauf mention contraire, les chiffres présentés correspondent à l'année comptable 2012 et sont donc donnés pour l'UE 27, la Croatie n'ayant rejoint l'Union – et le dispositif FADN – qu'en 2013. Un focus plus particulier est mis sur le « top-10 » des pays producteurs d'animaux défini aux sections précédentes.

1.7.2 Le poids de l'élevage au sein de la « ferme UE 27 »

A l'échelle de l'UE 27, l'élevage concerne un peu plus de la moitié des 4,9 millions d'exploitations « moyennes et grandes » : 54% d'entre elles relèvent en effet des OTEX à dominante élevage contre 46% des autres OTEX, *i.e.*, des productions végétales (tableau 1.7.1).⁶⁴ L'équilibre est identique en matière d'emploi, mesuré en nombre d'unités de travail annuel (UTA) totales, et légèrement plus en faveur de l'élevage (55% contre 45%) en matière de surface agricole utile (SAU) et de valeur de la production agricole totale (PAT), mesurée comme la somme de la production brute totale et du total des subventions d'exploitation. L'écart est plus prononcé lorsqu'on s'intéresse aux seules subventions d'exploitation, l'élevage étant relativement plus soutenu puisque recevant plus de 58% des 54,5 milliards d'Euros versés en 2012, contre 42% pour les cultures.

Avec 49% des structures, le « top-10 » représente 82% du cheptel détenu par les exploitations d'élevage de l'UE 27, 53% de la main d'œuvre qu'elles emploient, 75% de la SAU qu'elles utilisent, 79% de la valeur totale qu'elles produisent et 73% des aides qu'elles reçoivent (tableau 1.7.2). Ce « top-10 » est pourtant un peu moins orienté vers l'élevage que la moyenne européenne et surtout que les nouveaux États Membres, puisque 45% des exploitations y relèvent de l'élevage alors que cette part est de 54% à l'échelle de l'UE et de près de 80% dans les « Autres NEM 12 ».

⁶² En français, Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA). Plus d'informations sur http://ec.europa.eu/agriculture/rica/index_fr.cfm.

⁶³ Cf. http://ec.europa.eu/agriculture/rica/concept_fr.cfm (consulté le 4 mai 2016)

⁶⁴ Dans cette section, par commodité, on contraste « élevage » et « productions végétales » ou « cultures », sachant qu'il est bien évident que les exploitations d'élevage produisent également des cultures et que, réciproquement, comme déjà mentionné, les exploitations spécialisées en cultures produisent également – mais de façon par définition marginale – des animaux et produits animaux.

Tableau 1.7.1. Poids des structures d'élevage dans l'agriculture de l'UE

	Exploitations		Main d'œuvre totale		Surface agricole utile		Cheptel		Prod. agricole totale		Aides totales	
	Nombre	%	1000 UTA	%	1000 ha	%	1000 UGB	%	Mio. €	%	Mio. €	%
Spécialiste bovins lait	603 720	12,3%	1 031	13,5%	21 949	13,7%	29 639	23,2%	71 927	17,8%	9 299	17,1%
Spécialiste bovins viande	379 300	7,7%	518	6,8%	19 253	12,0%	19 630	15,4%	29 444	7,3%	7 835	14,4%
Spécialiste ovins et caprins	425 340	8,7%	648	8,5%	15 973	10,0%	13 309	10,4%	18 401	4,6%	4 084	7,5%
Spécialiste granivores	169 340	3,5%	343	4,5%	5 518	3,4%	40 551	31,8%	49 569	12,3%	2 064	3,8%
Polyélevage, Polyculture-élevage	1 057 480	21,6%	1 574	20,6%	25 608	16,0%	21 303	16,7%	55 068	13,7%	8 398	15,4%
Sous-total élevage	2 635 180	53,8%	4 114	53,8%	88 301	55,2%	124 432	97,6%	224 410	55,6%	31 680	58,1%
Spécialiste COP	530 390	10,8%	699	9,1%	39 463	24,7%	1 300	1,0%	55 590	13,8%	10 577	19,4%
Spécialiste autres cultures de plein champ	396 750	8,1%	611	8,0%	15 946	10,0%	1 145	0,9%	38 655	9,6%	6 162	11,3%
Spécialiste horticulture	184 720	3,8%	582	7,6%	1 150	0,7%	91	0,1%	30 577	7,6%	487	0,9%
Spécialiste vin	278 730	5,7%	444	5,8%	3 643	2,3%	60	0,0%	20 483	5,1%	896	1,6%
Spécialiste vergers - fruits	307 730	6,3%	479	6,3%	3 022	1,9%	64	0,1%	13 847	3,4%	1 290	2,4%
Spécialiste olives	248 110	5,1%	267	3,5%	2 762	1,7%	66	0,1%	6 335	1,6%	1 567	2,9%
Cultures permanentes combinées	129 370	2,6%	145	1,9%	1 441	0,9%	44	0,0%	3 984	1,0%	524	1,0%
Polyculture	190 290	3,9%	302	4,0%	4 306	2,7%	344	0,3%	9 398	2,3%	1 355	2,5%
Sous-total cultures	2 266 090	46,2%	3 528	46,2%	71 733	44,8%	3 114	2,4%	178 869	44,4%	22 856	41,9%
Toutes exploitations	4 901 270	100,0%	7 642	100,0%	160 034	100,0%	127 546	100,0%	403 279	100,0%	54 536	100,0%

Tableau 1.7.2. Poids des structures d'élevage dans l'agriculture des États Membres

		Bel.	Dan.	Fra.	All.	Irl.	Ita.	P.-Bas	Pol.	Esp.	R.-Uni	Top 10	Autres UE 15	Autres NEM 12	UE 27
Exploitations (Nombre)	Élevage	21 300	12 950	161 050	134 920	74 350	142 810	33 380	487 440	158 790	64 210	1 291 200	222 830	1 121 150	2 635 180
	Autres	8 240	14 490	142 920	57 520	4 190	661 870	17 720	240 710	428 740	27 940	1 604 340	370 270	291 480	2 266 090
	Toutes	29 540	27 440	303 970	192 440	78 540	804 680	51 100	728 150	587 530	92 150	2 895 540	593 100	1 412 630	4 901 270
Main d'œuvre (1000 UTA)	Élevage	37	27	282	272	92	224	58	811	242	126	2 171	336	1 607	4 114
	Autres	26	21	335	155	4	791	84	448	580	80	2 525	431	572	3 528
	Toutes	64	48	617	427	96	1 015	142	1 259	822	206	4 696	767	2 179	7 642
SAU (1000 ha)	Élevage	1 144	1 592	15 380	11 045	3 626	4 502	1 281	8 570	8 900	10 293	66 334	7 962	14 005	88 301
	Autres	302	1 120	10 580	5 422	317	7 844	522	5 147	13 807	4 557	49 618	5 634	16 481	71 733
	Toutes	1 445	2 713	25 960	16 467	3 943	12 346	1 804	13 717	22 707	14 850	115 952	13 596	30 486	160 034
Cheptel (1000 UGB)	Élevage	3 953	4 423	21 540	16 858	4 595	10 288	6 703	9 150	13 238	11 440	102 187	8 509	13 737	124 432
	Autres	68	58	714	352	64	128	48	329	103	636	2 501	240	372	3 114
	Toutes	4 021	4 481	22 254	17 210	4 659	10 416	6 751	9 479	13 341	12 076	104 688	8 749	14 109	127 546
Prod. agri. tot. (Mio. €)	Élevage	6 051	9 540	36 303	39 361	6 134	18 320	13 525	17 149	14 704	17 163	178 251	20 360	25 798	224 410
	Autres	2 651	4 913	34 682	17 288	573	31 266	12 409	9 604	20 069	10 909	144 362	14 750	19 757	178 869
	Toutes	8 702	14 454	70 985	56 648	6 707	49 586	25 934	26 753	34 773	28 072	322 614	35 110	45 555	403 279
Aides totales (Mio. €)	Élevage	609	661	5 798	4 717	1 568	1 701	803	2 576	2 051	2 546	23 029	4 532	4 119	31 680
	Autres	143	380	3 576	2 015	120	3 479	253	1 520	3 479	1 357	16 320	3 175	3 361	22 856
	Toutes	752	1 041	9 373	6 732	1 687	5 179	1 056	4 096	5 530	3 903	39 350	7 707	7 479	54 536

Source des deux tableaux : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

Les OTEX étudiées concentrent partout plus de 95% des UGB du pays mais les équilibres élevages-cultures varient d'un État Membre à l'autre. Ainsi, au sein du « top-10 », la part des exploitations d'élevage varie de 18% en Italie à 95% en Irlande, avec une moyenne de 45%. Mais si, en Irlande, ces 95% d'exploitations occupent également plus de 90% de la main d'œuvre et de la SAU, en Italie, les 18% d'exploitations occupent 22% de la main d'œuvre et 36% de la SAU. A contrario, aux Pays-Bas, les exploitations d'élevage représentent 65% du total et mobilisent 71% de la SAU mais occupent seulement 41% de la main d'œuvre.

Ces équilibres reflètent la plus ou moins grande spécialisation productive des États Membres et la diversité des caractéristiques intrinsèques de chaque type d'élevage. Ainsi, le tableau 1.7.1 montre que les exploitations spécialisées en granivores ne représentent que 3,5% des exploitations et de la SAU européennes et occupent seulement 4,5% de la main d'œuvre totale, mais abritent 32% des UGB et représentent plus de 12% de la production agricole totale en valeur, tout en étant le secteur d'élevage qui reçoit le moins de subventions (4%). Les exploitations spécialisées en viande bovine sont quant à elles les plus extensives, puisqu'elles utilisent plus de 15% de la SAU mais ne représentent que 8% des exploitations. Les exploitations spécialisées en ovins-caprins sont pour leur part les moins productives en valeur puisqu'elles représentent près de 9% des exploitations d'élevage mais pèsent pour moins de 5% de la valeur totale produite.

Tous types de production animale confondus et en combinant les différents critères de nombre d'exploitations, cheptel total, SAU totale, main d'œuvre totale et valeur totale de la production, la France se place au premier rang du « top-10 », devant l'Allemagne et la Pologne. La France reste à la première place pour les exploitations spécialisées viandes, mais passe derrière l'Allemagne pour les exploitations spécialisées lait et granivores. En ovins-caprins, c'est l'Espagne qui se classe en tête devant le Royaume-Uni et, pour les exploitations diversifiées, c'est la Pologne qui tient la première place devant la France.

Les deux sous-sections suivantes décrivent plus en détail les structures d'élevage de l'UE en présentant, d'une part, différents indicateurs de taille des exploitations (1.7.3) et, d'autre part, quelques indicateurs permettant d'évaluer leur performance d'un point de vue technique et économique (1.7.4). La section suivante (1.7.5) analyse de façon descriptive le lien entre taille et performance grâce à une étude conduite à l'échelle des régions FADN. Enfin, la dernière section (1.7.6) fournit quelques éléments sur l'évolution des structures d'élevage européennes sur la période 2004-2012.

1.7.3 Quelques indicateurs de taille des exploitations

Le tableau 1.7.3 présente, par spécialisation et pour les États Membres du « top-10 », les valeurs moyennes par exploitation de quatre indicateurs permettant de mesurer la taille des structures selon les trois facteurs quasi-fixes de production que sont la terre (à travers la SAU), le travail (à travers les UTA totales), et le capital (à travers, d'une part, la valeur du capital d'exploitation⁶⁵ et, d'autre part, le cheptel en UGB). Ces données sont complétées par la valeur de la PAT⁶⁶ et la part de la main d'œuvre salariée dans l'emploi total.

En moyenne, une exploitation d'élevage du « top-10 » européen utilise 51 ha de SAU, occupe 1,7 UTA dont 15% de salariés (0,25 UTA), héberge 79 UGB et mobilise un capital d'exploitation de plus de 155 000 Euros, le tout pour une valeur totale produite de 138 000 Euros. Parmi les exploitations spécialisées, celles orientées en ovins-caprins sont les plus grandes en matière de SAU (90 ha) mais les plus petites en matière de cheptel (61 UGB) et de capital d'exploitation (moins de 113 000 Euros) ; ce sont également celles qui dégagent la valeur totale de la production la plus faible (moins de 90 000 Euros). Les exploitations orientées viande sont celles qui emploient le moins de main d'œuvre (1,35 UTA) et où la proportion des salariés est la plus faible (9%). A contrario, les spécialistes granivores emploient le plus de main d'œuvre (plus de 2 UTA) mais essentiellement du fait des salariés, en proportion (31%, soit deux fois la moyenne) et donc en niveau (0,64 UTA). Ce sont également celles qui possèdent le plus gros cheptel (312 UGB) et mobilisent le plus de capital (plus de 280 000 Euros, presque deux fois la moyenne) ; ce sont les seules pour qui la valeur de la production (373 000 Euros) dépasse la valeur du capital.

⁶⁵ Le capital d'exploitation s'obtient en soustrayant la valeur comptable du foncier, des cultures permanentes et des quotas du total des capitaux fixes. Il correspond donc à la somme de la valeur des bâtiments, du matériel et du cheptel reproducteur.

⁶⁶ Pour mémoire, la PAT (Production Agricole Totale) s'obtient comme la somme de la production brute totale et du total des subventions d'exploitations.

Tableau 1.7.3. Indicateurs de taille des exploitations, par orientation productive – moyennes par exploitation

	Nombre d'exploitations	Main d'œuvre totale (UTA)	Part de la M.O. salariée (%)	Surface agricole utile (ha)	Cheptel (UGB)	Capital d'exploitation (1000 €)	Production agri. totale (1000 €)
<i>Spécialiste bovins lait</i>							
Belgique	5 370	1,78	2%	50	102	296	203
Danemark	3 710	2,55	53%	149	245	1 056	800
France	48 060	1,82	9%	87	94	268	213
Allemagne	62 750	1,96	27%	69	94	278	246
Irlande	15 590	1,61	13%	57	109	259	176
Italie	33 460	2,00	22%	28	76	224	218
Pays-Bas	17 410	1,72	10%	51	120	557	334
Pologne	102 120	1,82	3%	21	23	88	40
Espagne	20 640	1,73	12%	29	65	127	136
Royaume-Uni	14 000	2,67	39%	105	197	428	434
Top10	323 110	1,89	15%	50	76	231	181
Autres UE 15	50 960	1,76	10%	44	44	281	151
Autres NEM 12	229 650	1,44	20%	15	12	34	25
UE 27	603 720	1,71	16%	36	49	160	119
<i>Spécialiste bovins viande</i>							
Belgique	7 230	1,64	1%	59	119	251	163
Danemark	2 130	0,85	32%	45	55	217	181
France	41 610	1,50	8%	110	119	233	155
Allemagne	21 980	1,46	18%	67	75	156	153
Irlande	43 500	1,11	4%	44	50	92	58
Italie	35 070	1,28	10%	31	40	103	74
Pays-Bas	5 170	1,65	27%	31	112	304	204
Pologne	26 040	1,57	2%	17	14	50	21
Espagne	48 880	1,22	10%	58	44	75	50
Royaume-Uni	19 160	1,48	16%	107	127	174	155
Top10	250 770	1,35	9%	60	66	131	94
Autres UE 15	53 840	1,33	7%	46	36	168	78
Autres NEM 12	74 690	1,44	15%	24	14	42	23
UE 27	379 300	1,37	10%	51	52	119	78
<i>Spécialiste ovins et caprins</i>							
Belgique	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Danemark	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
France	18 380	1,65	11%	82	63	160	130
Allemagne	2 370	2,12	37%	101	50	155	157
Irlande	13 040	1,18	3%	54	47	80	50
Italie	35 310	1,30	11%	44	31	97	56
Pays-Bas	1 990	1,84	23%	26	74	380	266
Pologne	8 690	1,55	12%	18	11	41	18
Espagne	39 520	1,59	19%	73	55	85	81
Royaume-Uni	19 840	1,59	18%	272	156	171	160
Top10	139 140	1,50	15%	90	61	113	89
Autres UE 15	53 510	1,52	13%	24	27	72	43
Autres NEM 12	232 690	1,54	10%	9	15	25	16
UE 27	425 340	1,52	12%	38	31	59	43
<i>Spécialiste granivores</i>							
Belgique	3 700	1,61	2%	27	462	491	571
Danemark	3 320	3,45	68%	174	869	1 536	1 432
France	15 310	1,89	25%	50	418	266	433
Allemagne	18 550	2,05	33%	71	296	304	475
Irlande	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Italie	7 610	2,96	43%	28	618	334	579
Pays-Bas	6 150	1,64	24%	9	534	754	788
Pologne	34 980	2,02	23%	26	76	122	118
Espagne	21 270	1,75	26%	30	306	142	206
Royaume-Uni	3 480	3,51	67%	44	594	337	729
Top10	114 370	2,07	31%	41	312	282	373
Autres UE 15	12 700	1,69	14%	35	148	375	243
Autres NEM 12	42 270	2,00	54%	8	71	73	91
UE 27	169 340	2,03	36%	33	239	237	293

Tableau 1.7.3. Indicateurs de taille des exploitations, par orientation productive – moyennes par exploitation (suite)

	Nombre d'exploitations	Main d'œuvre totale (UTA)	Part de la M.O. salariée (%)	Surface agricole utile (ha)	Cheptel (UGB)	Capital d'exploitation (1000 €)	Production agri. totale (1000 €)
<i>Polyélevage et Polyculture-élevage</i>							
Belgique	5 000	1,97	4%	69	167	348	334
Danemark	3 790	1,20	34%	96	135	417	378
France	37 690	1,93	16%	116	120	267	282
Allemagne	29 270	2,53	49%	125	126	272	388
Irlande	2 220	1,29	13%	57	51	121	104
Italie	31 360	1,39	10%	23	18	100	65
Pays-Bas	2 660	2,07	20%	60	225	582	481
Pologne	315 610	1,58	6%	16	12	46	26
Espagne	28 480	1,65	16%	70	38	76	65
Royaume-Uni	7 730	2,15	36%	158	140	275	311
Top10	463 810	1,67	13%	38	36	97	89
Autres UE 15	51 820	1,38	11%	29	20	92	60
Autres NEM 12	541 850	1,34	15%	12	7	28	20
UE 27	1 057 480	1,49	14%	24	20	62	52
<i>Toutes exploitations d'élevage</i>							
Belgique	21 300	1,75	2%	54	186	327	284
Danemark	12 950	2,11	55%	123	342	854	737
France	161 050	1,75	13%	96	134	246	225
Allemagne	134 920	2,02	33%	82	125	258	292
Irlande	74 350	1,23	6%	49	62	126	83
Italie	142 810	1,57	17%	32	72	141	128
Pays-Bas	33 380	1,73	17%	38	201	545	405
Pologne	487 440	1,66	7%	18	19	60	35
Espagne	158 790	1,53	16%	56	83	94	93
Royaume-Uni	64 210	1,96	31%	160	178	249	267
Top10	1 291 200	1,68	15%	51	79	155	138
Autres UE 15	222 830	1,51	11%	36	38	165	91
Autres NEM 12	1 121 150	1,43	17%	12	12	31	23
UE 27	2 635 180	1,56	15%	34	47	103	85
<i>Spécialistes céréales et oléo-protéagineux</i>							
Belgique	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Danemark	8 480	1,06	36%	81	3	348	327
France	51 860	1,41	13%	124	8	135	234
Allemagne	16 080	1,90	43%	181	7	205	360
Irlande	4 190	1,00	14%	76	15	113	137
Italie	105 850	0,89	7%	22	0	53	42
Pays-Bas	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Pologne	76 200	1,48	16%	38	1	60	51
Espagne	87 170	1,04	10%	66	0	35	52
Royaume-Uni	16 800	1,69	34%	169	22	248	311
Top10	366 630	1,21	15%	66	3	85	108
Autres UE 15	45 090	0,66	7%	44	1	91	66
Autres NEM 13	118 670	1,91	58%	112	2	74	111
UE 27	530 390	1,32	29%	74	2	83	105
<i>Maraîchage, horticulture et cultures permanentes (y compris viticulture)</i>							
Belgique	4 250	4,85	62%	11	1	365	424
Danemark	2 580	2,94	73%	31	3	322	413
France	62 250	3,22	57%	23	1	99	231
Allemagne	19 750	3,77	60%	13	0	131	236
Irlande	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Italie	320 930	1,29	31%	7	0	51	51
Pays-Bas	11 140	6,55	76%	10	3	551	873
Pologne	64 000	2,53	41%	7	0	75	43
Espagne	187 480	1,58	37%	17	0	29	47
Royaume-Uni	2 910	9,10	86%	25	2	202	608
Top10	675 290	1,89	44%	12	0	66	91
Autres UE 15	140 120	1,40	26%	6	0	43	37
Autres NEM 12	85 140	2,09	48%	7	0	33	29
UE 27	900 550	1,83	42%	10	0	59	76

Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement Inra SMART-LERECO, Rennes

Les exploitations spécialisées lait possèdent le deuxième plus grand cheptel (76 UGB), mobilisent le deuxième plus fort capital (231 000 Euros) et le deuxième niveau d'emploi (1,9 UTA) ; mais avec une proportion de salariés dans la moyenne des autres exploitations d'élevage, leur main d'œuvre est beaucoup plus familiale (1,6 UTA). Enfin, les exploitations diversifiées se révèlent plus petites que leurs homologues spécialisées sur presque tous les critères : surface (38 ha de SAU), cheptel (36 UGB) et capital (97 000 Euros) ; seul le critère d'emploi les replace au niveau des spécialisés, devant les exploitations orientées viande et ovins-caprins.

Tous secteurs d'élevage confondus, c'est au Royaume-Uni, au Danemark et en France que les exploitations apparaissent les plus grandes en surface, avec plus de 95 ha de SAU par exploitation, soit près de deux fois la surface moyenne du « top-10 ». A contrario, c'est en Pologne, en Italie et aux Pays-Bas qu'elles sont les plus petites, avec moins de 40 ha par exploitation et même seulement 18 ha en Pologne. Les exploitations polonaises sont ainsi parmi les plus petites, voire les plus petites, quel que soit le critère utilisé. Les exploitations néerlandaises sont elles aussi parmi les plus petites selon le critère de SAU mais figurent parmi les plus grandes en matière de cheptel et de capital d'exploitation, avec les danoises. Ces dernières sont également les plus grandes selon le critère de la main d'œuvre employée (2,1 UTA). Le classement des niveaux de capital mobilisé reflète la hiérarchie des cheptels : Danemark, Pays-Bas et Belgique forment le trio de tête sur les deux critères, loin devant l'Allemagne, le Royaume-Uni et la France, et très loin devant les autres. Ainsi, le capital investi au Danemark (854 000 Euros) est presque 10 fois supérieur à celui investi en Espagne (94 000 Euros) pour un cheptel seulement 4 fois supérieur, et 14 fois celui investi en Pologne (60 000 Euros) pour un cheptel 18 fois plus important. L'Allemagne apparaît plus capitaliste que la France puisqu'elle mobilise un capital supérieur (258 000 Euros contre 246 000 Euros) pour un cheptel moins conséquent (125 UGB contre 134 UGB) et une SAU plus faible (82 ha contre 96 ha). Les exploitations allemandes emploient aussi plus de main d'œuvre que les françaises (2 UTA contre 1,75 UTA) mais essentiellement du fait du salariat (33%, soit 0,67 UTA en Allemagne contre 13% soit 0,23 UTA en France).

Au sein des exploitations spécialisées lait, c'est le Danemark qui présente, de loin, les exploitations les plus grandes quel que soit le critère étudié : près de 150 ha de SAU (soit 3 fois la surface moyenne du « top-10 »), 2,55 UTA (soit 35% de plus que la moyenne) dont 53% de main d'œuvre salariée (soit 3,5 fois plus que la moyenne), 245 UGB (soit là aussi 3 fois la moyenne) et plus d'1 millions d'Euros de capital (soit 4,5 fois le capital moyen). Chez les spécialistes viande, les exploitations françaises sont les plus grandes en surface (110 ha de SAU) mais pas sur les autres critères : le Royaume-Uni présente un cheptel plus important (127 UGB contre 119 UGB) pour une surface légèrement plus faible (107 ha) et les Pays-Bas un capital nettement plus élevé (304 000 Euros contre 233 000 Euros) pour une surface 3,5 fois plus faible (31 ha) et un cheptel un peu plus faible (112 UGB). Les exploitations laitières danoises se distinguent par un niveau d'emploi nettement plus faible (0,85 UTA) et une part des salariés (32%) trois fois plus élevée que la moyenne du « top-10 ». En ovins-caprins, Royaume-Uni et Pays-Bas présentent des structures opposées : grande surface (272 ha), grand troupeau (156 UGB) et faible capital (171 000 Euros) au Royaume-Uni ; petite surface (26 ha), troupeau plus faible (74 UGB) mais capital élevé (380 000 Euros) aux Pays-Bas. Mais c'est aux Pays-Bas que la valeur de la production est la plus élevée, avec 266 000 Euros contre 160 000 Euros au Royaume-Uni. Les exploitations d'ovins-caprins allemandes, plutôt grandes, sont celles qui emploient le plus de main d'œuvre (2,1 UTA) ce qui va là-aussi de pair avec la part des salariés la plus élevée (37%). En granivores, comme en lait, ce sont les structures danoises qui se distinguent, sur tous les critères : en surface (174 ha de SAU soit 4 fois la moyenne), en main d'œuvre (3,45 UTA soit 1,7 fois la moyenne) avec la part des salariés la plus élevée tous secteurs confondus (68% soit plus de 2 fois la moyenne), en cheptel (869 UGB soit presque 3 fois la moyenne) et en capital investi (plus de 1,5 millions d'Euros soit presque 5,5 fois la moyenne). Derrière, ce sont cette fois l'Allemagne et les Pays-Bas qui présentent des situations très contrastées, les exploitations néerlandaises étant les plus proches de ce qui peut être qualifié d'élevage « hors-sol » : 534 UGB pour 9 ha de SAU, 1,6 UTA (dont un quart salarié) et un capital investi de 754 000 Euros aux Pays-Bas, contre 296 UGB pour 71 ha de SAU, 2 UTA (dont un tiers salarié) et un capital de 304 000 Euros en Allemagne. Les exploitations italiennes sont plus proches du modèle néerlandais (618 UGB pour 28 ha de SAU et un capital de 334 000 Euros) mais mobilisent presque deux fois plus de main d'œuvre (3 UTA), tandis que les espagnoles disposent, sur une surface similaire (30 ha), d'un cheptel deux fois plus petit (306 UGB) et de moitié moins de capital (142 000 Euros).

1.7.4 Quelques indicateurs de performance des exploitations

Une analyse approfondie de la performance technico-économique et financière des exploitations d'élevage européennes nécessiterait un travail en soi. On se contente ici de présenter quelques indicateurs qui permettent d'évaluer à grands traits l'efficacité, la productivité, la rentabilité, la solidité financière et la dépendance aux aides de ces exploitations (tableau 1.7.4).

Indicateur d'efficacité : consommations intermédiaires rapportées à la production agricole

L'efficacité est approchée par le rapport entre les dépenses en consommations intermédiaires et la valeur totale de la production agricole (PAT). Il s'agit donc plutôt, d'une mesure d'inefficacité puisque, plus le niveau des consommations intermédiaires est élevé par rapport à la PAT, plus la valeur ajoutée brute dégagée est faible en termes relatifs. On peut aussi considérer qu'il s'agit d'une mesure de l'autonomie des exploitations, même s'il faudrait tenir compte de l'effet du prix des intrants achetés. Quelle que soit l'orientation, les exploitations d'élevage se révèlent ainsi moins efficaces que leurs homologues végétales sur ce critère : les exploitations d'élevage de l'UE27 consomment en moyenne 51 Euros d'intrants variables pour 100 Euros produits quand les exploitations spécialisées en céréales et oléo-protéagineux (COP) n'en consomment que 46 Euros et les exploitations spécialisées en maraîchage, horticulture et cultures permanentes 35 Euros. Cet écart est plus prononcé pour les seules exploitations du « top-10 », avec 56% contre respectivement 46% et 34%. Ce constat reste vrai pays par pays sauf en Irlande pour les ovins-caprins et les élevages diversifiés. Ce sont les exploitations de granivores qui consomment le plus d'intrants relativement à la PAT avec un ratio supérieur à 65% partout sauf en Italie, et qui atteint 77% aux Pays-Bas.

Indicateur de productivité : production agricole rapportée aux UTA et à la surface

La productivité est évaluée en rapportant la PAT, d'une part, au nombre d'UTA totales et, d'autre part, aux hectares de SAU. Pour le « top-10 », la productivité apparente du travail des exploitations d'élevage est en général inférieure à celle des exploitations spécialisées en COP (75 000 Euros/UTA contre 82 000 Euros/UTA) sauf en bovins lait (93 000 Euros/UTA) et en granivores (177 000 Euros/UTA). Elle est en revanche systématiquement plus élevée en élevage qu'en maraîchage, horticulture et culture permanentes (39 000 Euros/UTA). La situation est, logiquement, symétrique en matière de productivité apparente de la terre : systématiquement plus élevée en élevage (3 200 Euros/ha toutes exploitations d'élevage confondues) qu'en COP (1 600 Euros/ha) mais nettement inférieure à celle dégagée en maraîchage, horticulture et cultures permanentes (9 700 Euros/ha). Seules les exploitations spécialisées en granivores, avec 12 300 Euros/ha, font mieux que ces dernières et apparaissent donc comme les plus productives sur les deux critères. C'est aux Pays-Bas que la productivité des granivores est la plus élevée, par rapport à la main d'œuvre (480 000 Euros/UTA) aussi bien que par rapport à la surface (84 700 Euros/ha). Le Danemark se place en deuxième position relativement à la main d'œuvre (415 000 Euros/UTA) mais est largement devancé par la Belgique et l'Italie relativement à la surface (21 400 Euros/ha et 20 300 Euros/ha respectivement, contre 8 200 Euros/ha au Danemark) notamment parce que les exploitations danoises ont beaucoup plus de SAU que les belges et les italiennes (cf. tableau 1.7.3).

Indicateur de rentabilité : excédent brut d'exploitation rapporté aux UTA non salariées

La rentabilité est mesurée en calculant la valeur de l'excédent brut d'exploitation (EBE) par UTA non salariée (UTANS). Tous secteurs confondus, elle est plus faible dans les exploitations d'élevage que dans les exploitations spécialisées en COP mais à peu près équivalente à celle dégagée en maraîchage, horticulture et cultures permanentes. C'est surtout vrai à l'échelle de l'UE27 (20 000 Euros/UTANS en élevage contre 46 000 Euros/UTANS en COP et 27 000 Euros/UTANS en maraîchage, horticulture et cultures permanentes) et dans une moindre mesure à l'échelle du « top-10 » (32 000 Euros/UTANS contre 44 000 Euros/UTANS et 31 000 Euros/UTANS respectivement). Avec 68 000 Euros/UTANS en moyenne pour le « top-10 », ce sont ici aussi les exploitations de granivores qui dégagent le meilleur ratio parmi les élevages, loin devant les laitiers (40 000 Euros/UTANS) et près de trois fois et demi plus que les diversifiées (20 000 Euros/UTANS). Parmi celles du « top-10 », ce sont encore une fois les exploitations danoises qui se placent largement en tête sur ce critère, aussi bien en granivores (321 000 Euros/UTANS), qu'en lait (153 000 Euros/UTANS), viande (88 000 Euros/UTANS) et diversifiées (134 000 Euros/UTANS). En ovins-caprins, en l'absence du Danemark, ce sont les exploitations néerlandaises qui se classent premières avec 46 000 Euros/UTANS.

Tableau 1.7.4. Indicateurs de performance des exploitations, par orientation productive – moyennes par exploitation

	Conso. inter. / PAT(%)	PAT / M.O. totale (k€/UTA)	PAT / SAU (€/ha)	EBE / M.O. non sal. (k€/UTA)	Coût du capital / EBE (%)	Dettes / PAT (%)	Aides / SAU (€/ha)	Aides / PAT (%)
<i>Spécialiste bovins lait</i>								
Belgique	55%	114	4 067	47	47%	92%	481	12%
Danemark	66%	314	5 365	153	93%	353%	486	9%
France	58%	117	2 451	44	56%	86%	366	15%
Allemagne	60%	125	3 543	55	48%	62%	450	13%
Irlande	58%	109	3 077	47	29%	36%	391	13%
Italie	51%	109	7 820	60	18%	5%	566	7%
Pays-Bas	55%	194	6 605	84	58%	258%	585	9%
Pologne	50%	22	1 886	11	29%	28%	291	15%
Espagne	69%	79	4 735	24	18%	11%	508	11%
Royaume-Uni	68%	163	4 124	63	47%	59%	306	7%
Top10	56%	93	3 573	40	38%	58%	402	13%
Autres UE 15	55%	81	3 419	33	44%	59%	727	21%
Autres NEM 12	45%	12	1 892	7	24%	9%	272	15%
UE 27	52%	61	2 921	27	33%	40%	380	14%
<i>Spécialiste bovins viande</i>								
Belgique	57%	99	2 744	36	45%	78%	573	21%
Danemark	62%	212	3 969	88	84%	311%	592	15%
France	57%	103	1 408	38	58%	86%	392	28%
Allemagne	62%	105	2 295	37	54%	66%	457	20%
Irlande	55%	52	1 326	22	32%	22%	467	35%
Italie	44%	58	2 415	31	27%	4%	406	17%
Pays-Bas	55%	123	6 587	52	73%	203%	882	13%
Pologne	48%	13	1 212	7	35%	26%	343	28%
Espagne	54%	41	873	18	17%	15%	265	30%
Royaume-Uni	66%	105	1 455	34	53%	58%	344	24%
Top10	54%	68	1 658	27	38%	43%	396	26%
Autres UE 15	53%	60	1 808	24	44%	50%	592	33%
Autres NEM 12	46%	13	1 314	7	33%	8%	279	22%
UE 27	53%	56	1 612	23	38%	37%	401	26%
<i>Spécialiste ovins et caprins</i>								
Belgique	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Danemark	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
France	58%	79	1 577	30	53%	76%	422	27%
Allemagne	56%	74	1 546	33	48%	6%	532	34%
Irlande	51%	42	912	19	29%	18%	376	41%
Italie	40%	43	1 260	26	24%	8%	244	19%
Pays-Bas	66%	145	10 267	46	83%	219%	496	5%
Pologne	52%	11	1 006	4	50%	28%	336	33%
Espagne	55%	51	1 111	24	13%	14%	176	16%
Royaume-Uni	61%	101	588	37	41%	50%	178	30%
Top10	52%	58	1 249	26	31%	31%	265	24%
Autres UE 15	43%	28	2 084	16	22%	14%	487	26%
Autres NEM 12	44%	10	1 843	6	14%	2%	233	13%
UE 27	46%	28	1 679	14	20%	13%	276	18%
<i>Spécialiste granivores</i>								
Belgique	74%	355	21 376	88	44%	58%	527	2%
Danemark	65%	415	8 217	321	65%	267%	320	4%
France	73%	229	8 647	68	52%	66%	329	4%
Allemagne	72%	232	6 675	76	42%	53%	382	6%
Irlande	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Italie	52%	196	20 338	132	12%	4%	372	2%
Pays-Bas	77%	480	84 716	126	58%	114%	989	1%
Pologne	68%	58	4 613	22	25%	23%	284	6%
Espagne	69%	118	6 939	43	20%	21%	189	3%
Royaume-Uni	71%	208	16 635	123	44%	49%	272	2%
Top10	69%	177	12 286	68	34%	46%	340	4%
Autres UE 15	65%	143	12 134	51	46%	45%	490	7%
Autres NEM 12	56%	39	11 340	22	31%	30%	939	10%
UE 27	65%	140	12 039	55	34%	42%	501	6%

Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

Tableau 1.7.4. Indicateurs de performance des exploitations, par orientation productive – moyennes par exploitation (suite)

	Conso. inter. / PAT(%)	PAT / M.O. totale (k€/UTA)	PAT / SAU (€/ha)	EBE / M.O. non sal. (k€/UTA)	Coût du capital / EBE (%)	Dettes / PAT (%)	Aides / SAU (€/ha)	Aides / PAT (%)
<i>Polyélevage et Polyculture-élevage</i>								
Belgique	55%	169	4 985	67	37%	67%	522	11%
Danemark	61%	311	3 859	134	67%	307%	409	11%
France	57%	146	2 483	61	49%	75%	365	15%
Allemagne	63%	154	3 245	72	47%	54%	400	13%
Irlande	49%	81	1 813	41	27%	15%	507	28%
Italie	43%	46	2 845	25	30%	4%	387	14%
Pays-Bas	63%	241	10 498	89	55%	172%	510	5%
Pologne	56%	17	1 685	7	33%	18%	303	18%
Espagne	53%	39	927	18	18%	11%	193	21%
Royaume-Uni	63%	144	1 993	63	54%	64%	330	16%
Top10	56%	47	1 990	20	35%	28%	319	17%
Autres UE 15	44%	42	2 449	20	28%	18%	517	23%
Autres NEM 12	45%	11	1 891	6	25%	5%	211	11%
UE 27	50%	28	1 962	13	30%	16%	273	14%
<i>Toutes exploitations d'élevage</i>								
Belgique	59%	164	6 840	55	43%	76%	530	13%
Danemark	64%	322	5 426	180	77%	311%	438	9%
France	59%	126	2 678	47	54%	80%	376	19%
Allemagne	62%	142	3 671	58	48%	60%	432	13%
Irlande	54%	63	1 635	27	30%	24%	437	31%
Italie	45%	71	4 445	41	24%	5%	397	14%
Pays-Bas	60%	237	21 522	85	62%	214%	694	8%
Pologne	55%	20	1 900	9	32%	21%	302	17%
Espagne	58%	58	2 256	24	17%	14%	251	19%
Royaume-Uni	65%	126	2 656	49	47%	56%	279	20%
Top10	56%	75	3 154	32	36%	41%	351	17%
Autres UE 15	49%	58	2 980	25	35%	36%	574	25%
Autres NEM 12	45%	12	2 199	7	23%	6%	260	13%
UE 27	51%	47	2 733	20	30%	26%	331	16%
<i>Spécialistes céréales et oléo-protéagineux</i>								
Belgique	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Danemark	40%	308	4 028	241	35%	272%	321	8%
France	47%	166	1 878	84	35%	57%	313	17%
Allemagne	48%	190	1 985	118	32%	58%	350	18%
Irlande	55%	137	1 808	57	31%	26%	377	21%
Italie	45%	47	1 907	22	36%	2%	457	24%
Pays-Bas	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Pologne	45%	35	1 352	20	24%	38%	281	21%
Espagne	47%	50	791	25	15%	18%	189	24%
Royaume-Uni	51%	184	1 837	108	38%	51%	300	16%
Top10	46%	82	1 570	44	28%	33%	320	21%
Autres UE 15	50%	98	1 559	40	44%	40%	493	33%
Autres NEM 12	46%	59	1 012	53	25%	23%	204	20%
UE 27	46%	78	1 444	46	29%	31%	309	22%
<i>Maraîchage, horticulture et cultures permanentes (y compris viticulture)</i>								
Belgique	46%	88	44 863	92	42%	56%	693	2%
Danemark	45%	162	14 425	138	54%	246%	358	4%
France	42%	73	12 481	54	38%	76%	374	3%
Allemagne	48%	62	21 796	51	36%	53%	364	3%
Irlande	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
Italie	30%	37	8 925	28	27%	10%	361	6%
Pays-Bas	56%	131	95 427	132	57%	111%	533	1%
Pologne	42%	17	7 687	13	38%	27%	281	6%
Espagne	32%	29	3 238	24	14%	11%	250	10%
Royaume-Uni	53%	66	28 902	69	44%	39%	243	1%
Top10	34%	39	9 693	31	26%	22%	328	7%
Autres UE 15	31%	23	6 404	17	28%	9%	701	14%
Autres NEM 12	42%	14	5 762	12	44%	27%	440	9%
UE 27	35%	34	8 810	27	28%	21%	397	8%

Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

Indicateurs de solidité financière : coût annuel du capital et capacité théorique à rembourser

La solidité financière est approchée par l'examen de l'endettement, décrit par deux variables : le coût annuel du capital mesuré comme le poids des dotations aux amortissements et des frais financiers rapporté à l'EBE dégagé ; et la capacité théorique à rembourser, mesurée par le rapport entre le total des dettes et la PAT. Pour le « top-10 », le coût annuel du capital est plus élevé de 10 points de pourcentage dans les exploitations d'élevage (36%) que dans les exploitations végétales (28% en COP et 26% maraîchage, horticulture et cultures permanentes). Si ce taux est à peu près équivalent en moyenne quelle que soit la spécialisation, variant entre 31% en ovins-caprins et 38% en lait et viande, les situations nationales se révèlent très contrastées : Danemark et Pays-Bas se distinguent cette fois comme les moins performants, avec des coûts du capital les plus élevés dans toutes les filières, le maximum étant atteint en lait au Danemark (93%). A contrario, les exploitations italiennes et espagnoles présentent ici les ratios les plus faibles, ne dépassant pas 30% en Italie et 20% en Espagne, quelle que soit la spécialisation. Sans surprise, l'endettement des exploitations danoises et néerlandaises est également le plus élevé, représentant souvent l'équivalent de plus de deux, voire plus de trois fois la valeur produite dans une seule année. Au Danemark, les dettes représentent ainsi 350% de la PAT en lait, 310% en viande et chez les diversifiées, et 270% en granivores. Chez tous les autres, les dettes représentent moins d'une fois la valeur produite dans l'année dans toutes les orientations, mais c'est surtout en Belgique, en France et en Allemagne qu'on trouve les ratios les plus élevés : 92% en Belgique en lait, 86% en France en lait et viande, 86% en Allemagne en ovins-caprins. C'est d'ailleurs en lait que l'endettement est le plus élevé, avec un ratio de 58% en moyenne dans le « top-10 », soit plus d'une fois et demi le taux moyen toutes exploitations d'élevage confondues. Au-delà de ces constats, porter un jugement sur l'impact de tels niveaux d'endettement en matière de fragilité et de viabilité des exploitations nécessiterait une analyse plus fine de la structure du bilan des entreprises. En effet, d'une part, un endettement élevé n'est pas forcément et systématiquement problématique dès lors que les résultats économiques permettent d'en envisager sereinement le remboursement ; de ce point de vue, l'endettement relativement très élevé des exploitations danoises et néerlandaises est donc à comparer à leurs résultats en matière de rentabilité et de productivité apparente des facteurs. D'autre part, il faudrait tenir compte, en particulier, de l'âge des exploitants, de leur position dans le cycle de vie de l'exploitation et du niveau d'amortissement du capital.

Indicateurs de dépendance aux aides : subventions d'exploitation rapportées à la PAT

Enfin, la dépendance aux aides est calculée comme le ratio entre le total des subventions d'exploitation et la PAT. Si elle est globalement un peu plus faible dans les exploitations d'élevage que dans les exploitations spécialisées en COP (17% contre 21% respectivement pour le « top-10 ») mais plus forte que chez les exploitations spécialisées en maraîchage, horticulture et cultures permanentes (7% pour le « top-10 »), la situation varie d'une spécialisation animale à l'autre. Sans surprise, c'est chez les exploitations de granivores que les aides représentent la plus faible proportion de la valeur produite (4%), se rapprochant donc de la situation des exploitations maraîchères et horticoles. A contrario, c'est chez les exploitations spécialisées en viande et en ovins-caprins qu'elles pèsent le plus (26% et 24% respectivement), et de façon plus importantes que chez les spécialisées en COP. Les exploitations spécialisées en bovins lait et mixtes se trouvent quant à elles dans une situation intermédiaire (13% et 17% respectivement). Sur ce critère, ce sont les exploitations irlandaises qui apparaissent les plus dépendantes aux aides, avec un ratio soit le plus élevé soit parmi les plus élevés quelle que soit l'orientation : 41% en ovins-caprins, 35% en viande, 28% chez les diversifiées. Suivent l'Allemagne et la France, particulièrement en ovins-caprins et granivores pour les allemandes et en lait et chez les diversifiées pour les françaises.

1.7.5 Y a-t-il un lien entre taille et performance ?

Bien qu'une analyse plus approfondie s'avérerait nécessaire pour répondre à cette question, une approche économétrique simple à l'échelle régionale permet de dégager quelques pistes de réflexion à valeur uniquement descriptive et non causale ou normative sur le lien statistique entre taille et performance.

Le tableau 1.7.5 présente ainsi les résultats de régressions multivariées à l'échelle des régions FADN dans lesquelles chacun des sept critères de performance a été régressé sur quatre des variables de taille, la surface agricole utile en hectares, le cheptel en UGB, le capital d'exploitation en milliers d'Euros et la main d'œuvre totale en UTA. Dans ces régressions, on a tenu compte du fait que la relation entre taille et performance peut varier d'une spécialisation à l'autre en introduisant, d'une part, des variables indicatrices des cinq OTEX considérées et,

d'autre part, les interactions entre ces variables indicatrices et les variables de taille. En outre, des effets fixes par pays ont permis de contrôler pour le fait que la performance peut dépendre de facteurs spécifiques aux États Membres, autres que la taille des élevages. Enfin, les données traitées étant des moyennes par exploitation pour chaque région et chaque OTEX, chacune des observations a été pondérée par le nombre d'exploitations relevant du couple « région x OTEX » correspondant. A partir des 448 couples « région x OTEX », on obtient ainsi l'équivalent de 2 576 250 observations.

Les résultats figurés au tableau 1.7.5 sont les élasticités calculées à partir des coefficients effectivement estimés qui sont, eux, présentés à l'annexe 1.10. Pour les variables de taille, ces élasticités expriment de combien de pourcent changerait l'indicateur de performance si la variable de taille considérée variait de 1% toutes choses égales par ailleurs. Raisonner ainsi en élasticité et non en niveau des variables permet de comparer directement entre eux les variables de taille et les indicateurs de performance bien que ceux-ci soient mesurés dans des unités différentes. Pour chaque variable de taille, l'élasticité globale, toutes exploitations d'élevage confondues, est présentée en premier, puis sont détaillées les élasticités spécifiques à chacune des OTEX. Ainsi, par exemple, l'élasticité figurant à la première ligne et à la première colonne du tableau indique que l'indicateur d'efficacité (consommations intermédiaires sur PAT) diminuerait de 0,064% si la SAU de toutes les exploitations observées augmentait de 1%. Pour les effets fixes pays, l'élasticité évalue de combien de pourcent changerait l'indicateur de performance si toutes les observations correspondant à l'État Membre ayant servi de référence, ici la France, étaient remplacées par des observations du pays considéré, là encore toutes choses égales par ailleurs. Ainsi, par exemple, l'indicateur d'efficacité diminuerait de 0.048% si toutes les observations françaises étaient remplacées par des observations belges.

Le pouvoir explicatif des sept modèles est satisfaisant, les coefficients de détermination (R^2) étant au minimum de 0.70 et atteignant même 0.95 ou plus pour les deux critères de productivité apparente des facteurs (PAT par UTA totale et PAT par hectare) et le critère de rentabilité (EBE par UTA non salariée). En outre, les élasticités sont toutes significatives au seuil de 1% ce qui indique que les relations mises en évidence entre tailles et performances, qu'elles soient négatives ou positives, sont toutes statistiquement différentes de zéro.

La première constatation est qu'aucune variable de taille ne montre de relation univoque avec la performance : si des élasticités positives sont mises en évidence pour toutes les variables de taille, toutes présentent également des élasticités négatives avec au moins un critère de performance. De ce point de vue, c'est la taille du cheptel qui se révèle la plus systématiquement corrélée positivement avec la performance : toutes choses égales par ailleurs, avoir plus d'animaux va de pair avec une amélioration de la productivité et la rentabilité, une diminution du coût du capital par rapport à l'EBE et du poids des dettes par rapport à la PAT, ainsi que de la dépendance aux aides ; seul le poids des consommations intermédiaires dans la PAT augmente avec le nombre d'animaux, signe d'une dégradation de l'efficacité. Une augmentation du niveau de la main d'œuvre, toutes choses égales par ailleurs, est associée à une amélioration de cinq critères de performance sur les sept considérés, les deux seules relations négatives soulignant en fait la décroissance marginale de la productivité et de la rentabilité apparentes du travail. Taille en hectares et niveau de capital d'exploitation montrent tous les deux une relation positive pour trois critères et une relation négative pour deux critères, mais selon des profils différents. Toutes choses égales par ailleurs, avoir une plus grande surface s'accompagne d'une meilleure efficacité, d'une plus grande productivité du travail et d'un coût du capital plus favorable, mais d'une productivité de la terre, d'une capacité à rembourser ses dettes et d'une autonomie par rapport aux aides plus faibles. La productivité marginale décroissante de la terre ainsi constatée tendrait à prouver que l'agrandissement est réalisé le plus souvent sur des « moins bonnes terres », soit qu'elles soient de moins bonne qualité, soit qu'elles soient trop éloignées et/ou conduisent à une augmentation du morcellement parcellaire. Quant au niveau du capital d'exploitation, il présente des associations similaires mais dans des proportions en général plus fortes que celles de la taille en hectares, en positif sur la productivité du travail et la rentabilité et en négatif sur l'endettement, et des associations opposées sur les autres critères de performance (efficacité, productivité de la terre, coût du capital et dépendance aux aides).

Réciproquement, aucun critère de performance n'est corrélé de façon systématiquement positive ou négative avec les variables de taille. Parmi les critères de performance corrélés positivement avec trois critères de taille sur quatre, on constate que : productivité du travail et rentabilité présentent des profils similaires, d'autant meilleures que la superficie, le cheptel et le capital disponibles sont importants mais d'autant moins bonnes que le niveau de main d'œuvre est élevé ; productivité de la terre et dépendance aux aides vont de pair avec un cheptel, un capital et une main d'œuvre plus importants mais une superficie plus faible ; le coût du capital

relativement à l'EBE est lié positivement à la superficie, au cheptel et à la main d'œuvre, mais négativement au capital. Pour sa part, l'endettement présente des relations positives avec deux des quatre variables de taille, cheptel et main d'œuvre, mais négatives avec les deux autres, superficie et capital. Enfin, l'efficacité des consommations intermédiaires n'augmente qu'avec la surface, diminuant avec les trois autres variables de taille (cheptel, capital, travail).

Les effets liés aux pays sont moins systématiques et plus contrastés. Relativement à la France, pays de référence dans les régressions, on notera simplement les situations : d'une part, nettement plus favorable du Danemark en matière de productivité des facteurs et de rentabilité ; d'autre part, nettement plus défavorable de la Pologne sur à peu près tous les critères ; enfin, nettement plus favorable de l'Italie sur les critères relevant de l'endettement et de la dépendance aux aides.

Au-delà de ces constats, il est nécessaire de rappeler que les analyses précédentes n'ont qu'une portée descriptive et qu'il convient de se garder d'en tirer des enseignements de nature causale en matière, notamment, d'économies d'échelle dans les processus de production. Seule une analyse économétrique plus approfondie permettrait d'étudier de façon rigoureuse et robuste les facteurs déterminants des relations mises en évidence ici et leur sens causal ou non. Ainsi, par exemple, un changement de taille s'accompagne souvent d'un changement de technologie ou de qualité des produits dont il conviendrait de tenir compte. De même, la position dans le cycle de vie et les possibles effets de cohorte seraient à contrôler, tant, par exemple, l'endettement plus faible des exploitations plus petites en surface peut être dû au fait que celles-ci sont détenues par des exploitants plus âgés et ayant eu plus de temps pour amortir leurs investissements. Il semble en tous cas que le lien entre taille et performance, pour significatif qu'il soit, ne soit ni général ni univoque. Dégager un ou quelques « modèles » de structure est donc une affaire de compromis.

Tableau 1.7.5. Relation entre indicateurs de performance et indicateurs de taille (élasticités calculées à partir du tableau des coefficients présenté à l'annexe 1.10)

	Conso. inter. / PAT (%)	PAT / M.O. totale (1000 €/UTA)	PAT / SAU (1000 €/ha)	EBE / M.O. non sal. (1000 €/UTA)	Coût du cap. / EBE (%)	Dettes / PAT (%)	Aides / PAT (%)
SAU (hectares)	-0,064 (0,000)***	0,115 (0,000)***	-0,889 (0,000)***	0,248 (0,000)***	-0,256 (0,001)***	0,513 (0,003)***	0,479 (0,001)***
Bovins lait	-0,071 (0,000)***	0,061 (0,001)***	-0,942 (0,001)***	0,179 (0,001)***	-0,092 (0,001)***	1,224 (0,006)***	0,443 (0,001)***
Bovins viande	-0,052 (0,000)***	0,033 (0,001)***	-0,968 (0,001)***	0,117 (0,001)***	-0,177 (0,001)***	0,473 (0,007)***	0,425 (0,001)***
Ovins et caprins	-0,065 (0,000)***	0,065 (0,000)***	-0,936 (0,000)***	0,159 (0,001)***	-0,231 (0,001)***	-0,307 (0,005)***	0,481 (0,001)***
Granivores	-0,022 (0,000)***	0,112 (0,000)***	-0,888 (0,000)***	0,183 (0,001)***	-0,166 (0,001)***	0,062 (0,005)***	0,686 (0,001)***
Mixtes	-0,070 (0,000)***	0,194 (0,000)***	-0,813 (0,000)***	0,376 (0,001)***	-0,400 (0,001)***	0,506 (0,005)***	0,486 (0,001)***
Cheptel (UGB)	0,152 (0,000)***	0,576 (0,000)***	0,585 (0,000)***	0,358 (0,001)***	-0,253 (0,001)***	-0,624 (0,004)***	-0,359 (0,001)***
Bovins lait	0,228 (0,000)***	0,688 (0,001)***	0,691 (0,001)***	0,407 (0,001)***	-0,408 (0,001)***	-1,762 (0,007)***	-0,366 (0,001)***
Bovins viande	0,185 (0,001)***	0,575 (0,001)***	0,577 (0,001)***	0,355 (0,001)***	-0,330 (0,002)***	-0,382 (0,008)***	-0,142 (0,001)***
Ovins et caprins	0,168 (0,001)***	0,577 (0,001)***	0,578 (0,001)***	0,442 (0,001)***	-0,397 (0,002)***	-0,127 (0,009)***	-0,271 (0,001)***
Granivores	0,099 (0,001)***	0,485 (0,001)***	0,486 (0,001)***	0,386 (0,001)***	-0,199 (0,002)***	-0,229 (0,008)***	-0,860 (0,001)***
Mixtes	0,100 (0,000)***	0,527 (0,001)***	0,544 (0,001)***	0,295 (0,001)***	-0,089 (0,001)***	-0,309 (0,006)***	-0,388 (0,001)***
Cap. d'ex. (1 000 €)	0,035 (0,000)***	0,235 (0,000)***	0,228 (0,000)***	0,264 (0,001)***	0,743 (0,001)***	2,030 (0,005)***	-0,079 (0,001)***
Bovins lait	-0,013 (0,000)***	0,228 (0,001)***	0,227 (0,001)***	0,297 (0,001)***	0,715 (0,001)***	2,256 (0,007)***	-0,106 (0,001)***
Bovins viande	-0,006 (0,000)***	0,321 (0,001)***	0,319 (0,001)***	0,399 (0,001)***	0,754 (0,001)***	1,779 (0,007)***	-0,199 (0,001)***
Ovins et caprins	0,082 (0,000)***	0,303 (0,001)***	0,301 (0,001)***	0,271 (0,001)***	1,062 (0,001)***	3,371 (0,006)***	-0,091 (0,001)***
Granivores	0,044 (0,001)***	0,275 (0,001)***	0,273 (0,001)***	0,210 (0,001)***	0,479 (0,002)***	0,798 (0,010)***	-0,068 (0,002)***
Mixtes	0,056 (0,000)***	0,176 (0,001)***	0,162 (0,001)***	0,204 (0,001)***	0,672 (0,001)***	1,658 (0,006)***	-0,020 (0,001)***
Main d'œuvre (UTA)	-0,161 (0,000)***	-0,787 (0,001)***	0,222 (0,001)***	-0,360 (0,001)***	-0,522 (0,001)***	-1,924 (0,007)***	-0,292 (0,001)***
Bovins lait	-0,101 (0,001)***	-0,827 (0,001)***	0,172 (0,001)***	-0,395 (0,001)***	-0,375 (0,002)***	-0,551 (0,011)***	-0,335 (0,002)***
Bovins viande	-0,179 (0,001)***	-0,809 (0,001)***	0,193 (0,001)***	-0,540 (0,002)***	-0,584 (0,003)***	-0,934 (0,015)***	-0,441 (0,002)***
Ovins et caprins	-0,383 (0,001)***	-0,832 (0,001)***	0,170 (0,001)***	-0,440 (0,002)***	-1,470 (0,003)***	-5,668 (0,014)***	-0,169 (0,002)***
Granivores	-0,075 (0,001)***	-0,694 (0,001)***	0,306 (0,001)***	-0,141 (0,002)***	-0,126 (0,003)***	-1,967 (0,015)***	-0,211 (0,002)***
Mixtes	-0,115 (0,001)***	-0,752 (0,001)***	0,269 (0,001)***	-0,279 (0,001)***	-0,277 (0,002)***	-1,598 (0,009)***	-0,275 (0,001)***
Effets fixes pays (réf. : France)							
Belgique	-0,048 (0,001)***	0,025 (0,001)***	0,030 (0,001)***	0,097 (0,002)***	-0,405 (0,002)***	0,123 (0,012)***	0,097 (0,002)***
Danemark	-0,013 (0,001)***	0,309 (0,001)***	0,311 (0,001)***	0,660 (0,002)***	-0,067 (0,003)***	0,503 (0,016)***	-0,163 (0,003)***
Allemagne	0,083 (0,000)***	0,189 (0,001)***	0,190 (0,001)***	0,235 (0,001)***	-0,165 (0,001)***	0,085 (0,006)***	-0,077 (0,001)***
Irlande	-0,042 (0,001)***	-0,212 (0,001)***	-0,211 (0,001)***	0,008 (0,001)***	-0,549 (0,001)***	-0,150 (0,008)***	0,220 (0,001)***
Italie	-0,214 (0,000)***	0,113 (0,001)***	0,115 (0,001)***	0,510 (0,001)***	-0,977 (0,001)***	-4,973 (0,007)***	-0,237 (0,001)***
Pays-Bas	-0,078 (0,001)***	0,253 (0,001)***	0,257 (0,001)***	0,419 (0,001)***	-0,390 (0,002)***	0,406 (0,011)***	-0,091 (0,002)***
Pologne	0,157 (0,001)***	-0,344 (0,001)***	-0,342 (0,001)***	-0,324 (0,001)***	-0,370 (0,002)***	1,025 (0,008)***	0,156 (0,001)***
Espagne	0,037 (0,000)***	-0,169 (0,001)***	-0,170 (0,001)***	-0,021 (0,001)***	-1,091 (0,001)***	-0,497 (0,007)***	-0,248 (0,001)***
Royaume-Uni	0,054 (0,001)***	-0,063 (0,001)***	-0,063 (0,001)***	-0,069 (0,001)***	0,129 (0,002)***	-0,043 (0,008)***	-0,186 (0,001)***
Régions x OTEX	448	448	448	448	448	448	448
Observations	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250
R ² ajusté	0,70	0,98	0,95	0,96	0,76	0,74	0,81

Note : seuls les effets fixes correspondant aux États Membres du « top-10 » sont présentés ; *** : significatif au seuil de 1%

Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

1.7.6 Dynamique des structures d'élevage

Pour apprécier l'évolution des structures d'élevage, on compare ici quelques-uns des indicateurs précédents entre 2004, première année disponible du FADN, et 2012, année étudiée jusqu'ici. Le périmètre est dès lors légèrement différent de ce qui précède puisque ni la Bulgarie ni la Roumanie ne faisaient partie de l'UE en 2004. L'analyse est donc restreinte au champ de l'UE à 25. En outre, il convient d'avoir à l'esprit qu'en comparant ainsi deux années particulières, les résultats observés pour certains critères peuvent être au moins en partie dus à des effets de conjoncture. Pour s'en affranchir, il faudrait en toute rigueur comparer des moyennes olympiques⁶⁷ calculées sur des périodes d'au moins 5 ans, mais la profondeur historique de la base actuellement disponible n'est pas suffisante pour qu'une telle analyse soit pertinente.

Le tableau 1.1.6 et le tableau 1.7.7 sont équivalents au tableau 1.7.2 et au tableau 1.7.3 présentés à la section 1.7.2 pour les évolutions observées entre 2004 et 2012. Le tableau 1.7.6 présente à la fois les variations absolues sur la période complète et les variations relatives annuelles correspondantes. Le tableau 1.7.7 présente seulement les variations absolues sur la période complète. En premier lieu, on constate que le nombre d'exploitations agricole a diminué dans presque tous les secteurs sur la période considérée (tableau 1.7.6). Globalement, se sont ainsi plus de 286 000 exploitations qui ont quitté l'élevage, qu'elles aient cessé toute activité agricole, seulement arrêté leur activité d'élevage ou suffisamment diminué celle-ci pour ne plus relever des OTEX considérées, ou encore qu'il s'agisse du résultat du développement des formes sociétaires. Parmi les structures d'élevage, si, en niveau, la diminution a été la plus forte pour les exploitations diversifiées (près de 160 400 exploitations en moins en 8 ans), en variation relative ce sont les exploitations spécialisées en granivores qui ont le plus reculé (-3.2% par an). Seules les exploitations spécialisées en ovins-caprins ont vu leur effectif légèrement augmenter (5 600 exploitations en plus, soit moins de +0.5% par an). De façon concomitante, le nombre d'UTA mobilisées a également diminué, à peu près au même rythme. On note cependant que la réduction de la main d'œuvre a été proportionnellement plus rapide que celle du nombre des exploitations dans pratiquement toutes les OTEX végétales, en bovins viande et en polyélevage et polyculture-élevage. En élevage, seules les exploitations spécialisées en bovins lait et en granivores ont vu leur main d'œuvre diminuer moins vite que le nombre de structures. En comparaison, SAU totale et cheptel total sont restés nettement plus stables, avec des variations relatives presque partout inférieures à 1% par an en plus ou en moins. Là encore, ce sont les exploitations diversifiées qui ont connu les évolutions les plus fortes, signe d'une tendance à la spécialisation des structures. La valeur totale de la production, de même que le montant total des aides distribuées, ont progressé dans toutes les OTEX. En élevage, les aides ont le plus augmenté pour les exploitations spécialisées en bovins lait, faisant suite à l'introduction sur la période, d'une part, de l'aide compensatoire laitière et, d'autre part, du découplage des aides directes.

À l'échelle des États Membres (tableau 1.7.7), il n'y a qu'en Espagne que le nombre des exploitations d'élevage a augmenté. On note également le poids de la Pologne : en élevage, avec un effectif ayant baissé de plus de 104 500 unités sur la période, la Pologne contribue en effet pour près de la moitié de la diminution observée à l'échelle du « top-10 » (environ -213 000 exploitations) et plus du tiers de celle observée pour l'ensemble de l'UE25 (environ -286 200 exploitations). Comme, dans le même temps, le nombre d'exploitations y a augmenté de près de 98 900 unités en production végétale, on peut supposer qu'il s'agit essentiellement d'un abandon des activités d'élevage au profit des cultures.

Une tendance similaire de basculement de l'élevage vers les cultures semble également s'opérer dans les « Autres NEM 10 », en France et, dans une moindre mesure, au Danemark. En Espagne, la tendance semble avoir été opposée, avec un retour massif vers les OTEX d'élevage. Partout ailleurs, et notamment en Italie, en Irlande et aux Pays-Bas, la baisse du nombre d'exploitations a été générale, aussi bien en élevage qu'en productions végétales. En valeur absolue, c'est en Italie que l'évolution a été la plus forte (près de 50 000 exploitations en moins) alors qu'en valeur relative c'est l'Irlande qui a connu le plus de changement (-29% toutes exploitations confondues, -30% pour les seules exploitations d'élevage). Logiquement, les mêmes constatations s'appliquent à l'évolution de la main d'œuvre.

⁶⁷ Moyenne calculée en retirant les valeurs minimum et maximum observées afin d'améliorer la robustesse vis-à-vis des valeurs extrêmes.

Tableau 1.7.6. Évolution du poids des structures d'élevage dans l'agriculture de l'UE entre 2004 et 2012 (périmètre UE 25 ; variations absolues sur la période et variations relatives annuelles)

	Exploitations		Main d'œuvre totale		Surface agricole utile		Cheptel		Prod. agricole totale		Aides totales	
	Nombre	% / an	1000 UTA	% / an	1000 ha	% / an	1000 UGB	% / an	Mio. €	% / an	Mio. €	% / an
Spécialiste bovins lait	-84 030	-2,3%	-123	-1,8%	-1	-0,0%	+586	+0,3%	+18 730	+4,0%	+2 322	+3,8%
Spécialiste bovins viande	-6 070	-0,2%	-18	-0,5%	+956	+0,7%	-1 189	-0,7%	+5 236	+2,5%	+428	+0,7%
Spécialiste ovins et caprins	+5 620	+0,4%	+6	+0,2%	+625	+0,6%	-107	-0,1%	+2 945	+2,8%	+336	+1,2%
Spécialiste granivores	-41 310	-3,2%	-60	-2,3%	-80	-0,2%	+3 516	+1,2%	+14 130	+4,5%	+119	+0,8%
Polyélevage, Polyculture-élevage	-160 370	-3,0%	-361	-3,8%	-3 741	-1,8%	-3 006	-1,8%	+9 964	+2,8%	+817	+1,4%
Sous-total élevage	-286 160	-2,0%	-555	-2,2%	-2 241	-0,3%	-201	-0,0%	+51 005	+3,5%	+4 022	+1,8%
Spécialiste COP	+126 430	+4,0%	+169	+4,6%	+7 445	+3,4%	+537	+7,2%	+25 037	+9,4%	+2 230	+3,5%
Spécialiste autres cultures de plein champ	-9 490	-0,3%	-63	-1,4%	-228	-0,2%	-257	-2,5%	+9 054	+3,5%	+1 179	+2,8%
Spécialiste horticulture	-23 200	-1,7%	-62	-1,4%	+75	+0,9%	+6	+0,9%	+3 654	+1,6%	+180	+6,4%
Spécialiste vin	+41 430	+2,1%	+23	+0,7%	+404	+1,5%	-1	-0,1%	+4 244	+3,0%	+287	+5,3%
Spécialiste vergers - fruits	+2 830	+0,1%	+39	+1,2%	+285	+1,3%	+2	+0,4%	+3 368	+3,6%	+744	+11,7%
Spécialiste olives	-28 710	-1,4%	-40	-1,7%	+192	+0,9%	-4	-0,7%	+643	+1,3%	+201	+1,7%
Cultures permanentes combinées	-20 520	-1,8%	-37	-2,8%	+104	+0,9%	-27	-5,8%	+488	+1,6%	+56	+1,4%
Polyculture	-40 420	-2,6%	-72	-2,9%	-123	-0,4%	-7	-0,3%	+473	+0,7%	+110	+1,1%
Sous-total cultures	+48 350	+0,3%	-42	-0,2%	+8 154	+1,8%	+249	+1,1%	+46 962	+4,1%	+4 989	+3,4%
Toutes exploitations	-237 810	-0,8%	-598	-1,2%	+5 914	+0,5%	+49	+0,0%	+97 967	+3,8%	+9 010	+2,4%

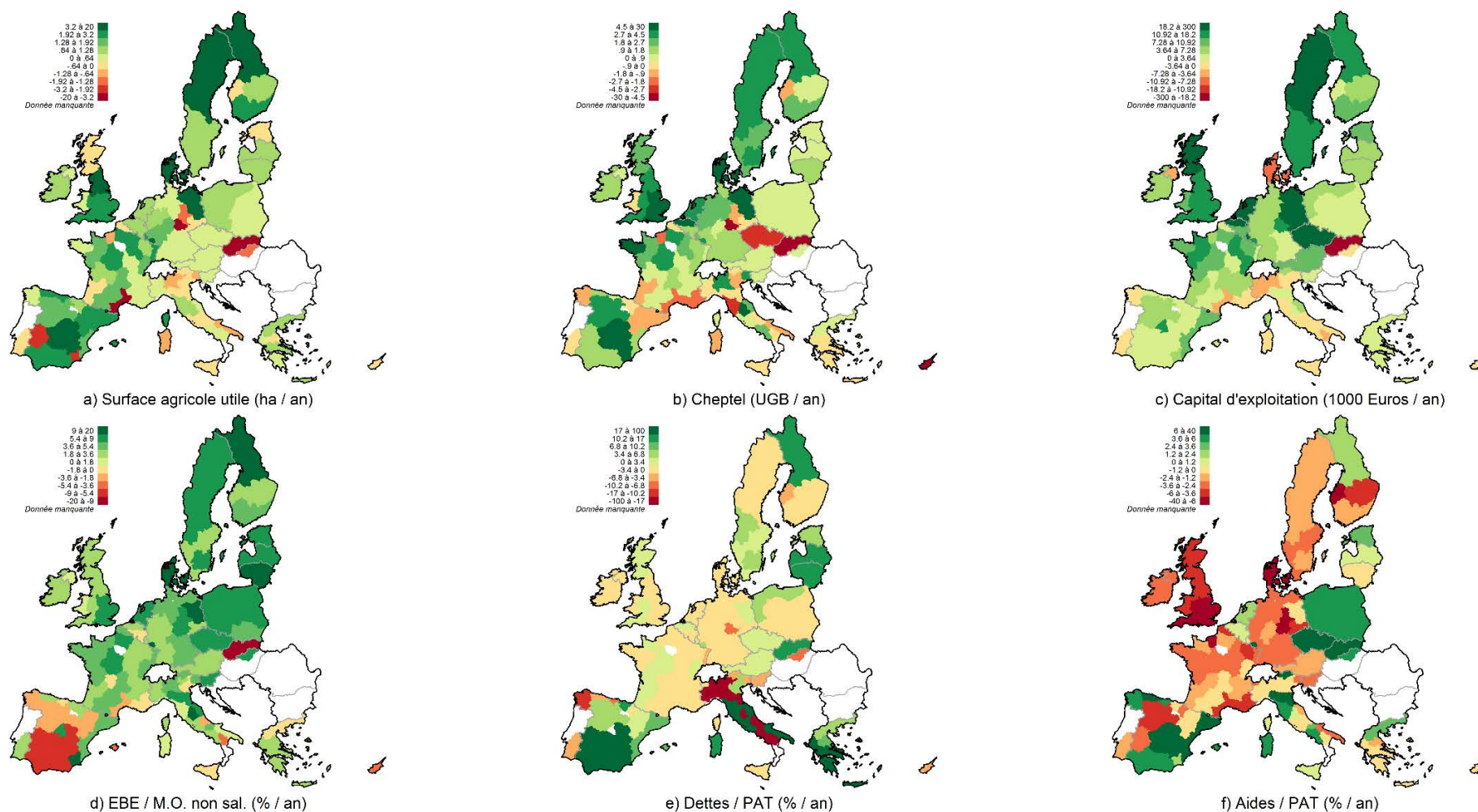
Tableau 1.7.7. Évolution du poids des structures d'élevage dans l'agriculture des États Membres entre 2004 et 2012 (périmètre UE 25 ; variations absolues sur la période)

		Bel.	Dan.	Fra.	All.	Irl.	Ita.	P.-Bas	Pol.	Esp.	R.-Uni	Top 10	Autres UE 15	Autres NEM 10	UE 25
Exploitations (Nombre)	Élevage	-4 550	-5 640	-19 120	-18 430	-32 020	-24 390	-1 600	-104 540	+7 270	-10 060	-213 080	-23 780	-49 300	-286 160
	Autres	-860	+500	+7 970	-2 300	-190	-25 400	-4 570	+98 830	-530	-1 000	+72 450	-43 300	+19 200	+48 350
	Toutes	-5 410	-5 140	-11 150	-20 730	-32 210	-49 790	-6 170	-5 710	+6 740	-11 060	-140 630	-67 080	-30 100	-237 810
Main d'œuvre (1000 UTA)	Élevage	-5	-6	-30	-35	-32	-65	+3	-157	+32	-13	-308	-64	-183	-555
	Autres	+4	+1	+9	-4	-1	-25	-9	+125	-64	+0	+36	-106	+28	-42
	Toutes	-1	-5	-21	-39	-33	-91	-6	-32	-32	-13	-273	-170	-155	-598
SAU (1000 ha)	Élevage	-17	-38	-216	-206	-775	-1 016	+76	+256	+1 344	-291	-884	+358	-1 715	-2 241
	Autres	+32	+141	+872	+738	+50	+337	+2	+1 918	+1 581	+376	+6 048	+246	+1 860	+8 154
	Toutes	+15	+103	+656	+532	-725	-679	+78	+2 173	+2 925	+85	+5 164	+605	+145	+5 914
Cheptel (1000 UGB)	Élevage	+246	+265	+348	+217	-1 038	-739	+590	+113	+1 436	-538	+899	+4	-1 103	-201
	Autres	+16	+10	+49	-45	+20	-46	+16	+179	+39	+54	+291	-114	+73	+249
	Toutes	+262	+275	+397	+172	-1 018	-785	+605	+292	+1 475	-485	+1 190	-111	-1 030	+49
Prod. agri. tot. (Mio. €)	Élevage	+1 293	+3 519	+8 774	+10 813	+887	-504	+5 205	+6 404	+2 554	+3 984	+42 927	+4 446	+3 632	+51 005
	Autres	+976	+2 690	+10 901	+5 631	+169	+5 071	+3 539	+5 007	+1 236	+3 539	+38 759	+2 907	+5 295	+46 962
	Toutes	+2 269	+6 208	+19 675	+16 444	+1 056	+4 566	+8 743	+11 411	+3 790	+7 523	+81 686	+7 354	+8 927	+97 967
Aides totales (Mio. €)	Élevage	+114	+23	+272	+141	-112	+160	+365	+1 486	+375	-310	+2 514	+346	+1 161	+4 022
	Autres	+70	+61	+209	+413	+21	+294	+127	+1 117	+1 030	+59	+3 401	+514	+1 074	+4 989
	Toutes	+184	+84	+482	+554	-91	+454	+492	+2 603	+1 405	-251	+5 915	+861	+2 234	+9 010

Source des deux tableaux : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

En matière de SAU, on observe dans tous les pays d'Europe de l'Ouest du « top-10 », hormis les Pays-Bas et l'Espagne, une diminution de la surface totale consacré à l'élevage. Cette tendance s'opère alors au bénéfice des cultures, sauf en Irlande et en Italie où l'augmentation de surfaces en productions végétales ne suffit pas à compenser la diminution des surfaces consacrées à l'élevage. Ces deux États Membres mis à part, la surface totale utilisée est en augmentation partout, sans doute le plus souvent au détriment des exploitations ne relevant pas du champ du FADN, c'est-à-dire de celles qualifiées de « petites » du point de vue du potentiel économique de production. Les cheptels des exploitations d'élevage du « top-10 » ont augmenté partout sauf en Irlande, en Italie et au Royaume-Uni, de sorte que trois groupes de pays peuvent être identifiés : ceux où la SAU consacrée à l'élevage a diminué alors que le cheptel a augmenté (Belgique, Danemark, France, Allemagne) ; ceux où la SAU a diminué de même que le cheptel (Irlande, Italie, Royaume-Uni) ; ceux où SAU et cheptel ont tous les deux augmenté (Pays-Bas, Pologne, Espagne). La production agricole totale a augmenté partout, mais rappelons qu'il faudrait tenir compte de la conjoncture et de l'inflation dans chaque État Membre pour évaluer dans quelle mesure cette augmentation en valeur (qui varie entre 2% et 6% par an en élevage et jusqu'à 10% par an en productions végétales) s'est également traduite en volume.

Les moyennes pouvant masquer une grande hétérogénéité infranationale, l'analyse de l'évolution des critères de taille et de performance par exploitation a été conduite à l'échelle des régions FADN. Faute de place, on se limite ici à l'étude de l'ensemble des exploitations d'élevage et à quelques-uns des indicateurs (cf. figure 1.7.1). En matière d'évolution des tailles, on considère seulement l'évolution de la SAU, du cheptel et du capital d'exploitation. On note d'abord la situation de la Saxe, la Saxe-Anhalt, la Thuringe et la République Tchèque : le capital d'exploitation y a fortement augmenté alors que SAU et surtout cheptel ont diminué. La situation du Danemark est opposée : augmentations de la surface et du cheptel par exploitation se sont accompagnées d'une décapitalisation. Aux Pays-Bas, dans les Flandres et en Bretagne, cheptel et capital d'exploitation ont augmenté plus rapidement que la SAU, dénotant une certaine intensification des systèmes. Enfin, la Slovaquie se distingue par une forte diminution de la taille des structures sur tous les critères, signe d'un relatif déclin de l'élevage dans un pays où les structures étaient certes peu nombreuses, mais de très grande taille. En matière d'évolution des performances, on s'intéresse seulement à l'évolution de la rentabilité, de l'endettement et de la dépendance aux aides. On retrouve tout d'abord la situation particulièrement défavorable de la Slovaquie où les trois indicateurs se dégradent de façon importante : forte baisse de la rentabilité par UTANS, fortes augmentations de l'endettement et de la dépendance aux aides. Ce constat s'applique également à une bonne partie de l'Espagne, en particulier les régions du Sud (Andalousie, Estrémadure, Castille-La Manche). Ailleurs, l'évolution de la rentabilité est positive presque partout, sinon elle n'est que peu défavorable. En revanche, l'évolution de l'endettement présente des situations contrastées. Outre la Slovaquie et le Sud de l'Espagne déjà évoqués, l'endettement a fortement augmenté en Grèce, dans une bonne moitié de l'Italie (Toscane, Latium, Marches, Pouilles, Sardaigne et, dans une moindre mesure, Vénétie), dans les pays baltes et le nord de la Finlande. Au contraire, dans le reste de l'Italie (Piémont, Lombardie, Émilie-Romagne, Ombrie, Abruzzes, Molise, Campanie et Basilicate) et en Galice, l'endettement a fortement baissé. Ailleurs, il est resté nettement plus stable. Enfin, la dépendance aux aides a diminué dans la plupart des anciens États-Membres, notamment au Danemark, au Royaume-Uni, en France, en Allemagne et en Suède, même si elle a augmenté dans certaines régions espagnoles, italiennes, grecques, en Belgique et aux Pays-Bas. Dans presque tous les Nouveaux États Membres, hormis la Lituanie, la dépendance aux aides a fortement augmenté, en cohérence avec la montée en puissance de la mise en œuvre de la PAC dans ces pays.



1.7.7 Un essai de conclusion

Les structures d'élevage européennes présentent une grande diversité, non seulement en raison d'orientations productives différentes, mais également en matière de taille et de performance. Et ce d'autant plus que les différents critères présentés sur chacune des deux dimensions ne sont pas toujours concordants : « grand » en surface ne veut pas systématiquement dire « grand » en cheptel ou en main d'œuvre, « efficace » ne veut pas systématiquement dire « productif », etc.

Il est dès lors encore plus difficile de tirer des conclusions univoques et généralisables quant à un lien entre taille et performance. L'analyse précédente a montré que ce lien dépend de la spécialisation productive considérée et que la relation entre un critère de performance donné et la taille dépend de l'indicateur utilisé pour mesurer celle-ci. L'ambiguïté se manifeste également « dans l'autre sens » : en lait, par exemple, la surface se révèle avoir un impact négatif sur la productivité mais positif sur la rentabilité. Dégager un ou quelques « modèles » de structures est donc une affaire de compromis. L'analyse en dynamique semble néanmoins montrer que la diminution du nombre des exploitations et l'augmentation concomitante de leur taille, quel que soit le critère considéré, soient des évolutions quasi générales, et que cette concentration s'accompagne d'une tendance à la spécialisation des structures puisque les évolutions se font relativement plus au bénéfice des OTEX spécialisées que des OTEX diversifiées. En cohérence avec l'analyse statique, il est cependant plus délicat, là encore, de tirer des enseignements généraux en matière d'évolution des différents critères de performance.

Enfin, il convient de rappeler que ce panorama n'a qu'une ambition et une portée descriptives. Outre qu'il ne porte que sur un sous-champ des exploitations et qu'un choix a été opéré quant aux critères de taille et de performance présentés, il faut se méfier des moyennes. Que ce soit à l'échelle nationale ou régionale, celles-ci cachent en effet une grande diversité dont seule une analyse rigoureuse à l'échelle individuelle et tenant compte d'autres facteurs importants, comme les conditions pédoclimatiques ou l'environnement économique et politique général, permettrait de tirer parti pour –éventuellement– obtenir des conclusions robustes.

1.8 Pressions environnementales de l'élevage en Europe

Jonathan Hercule

1.8.1 Introduction

Cette section a pour objet de positionner de façon géographique, à partir d'études ou de publications déjà existantes, les zones en Europe où l'élevage exerce une influence, positive ou négative, sur son milieu. Le but est aussi de dresser un portrait global, d'observer la diversité des situations à l'échelle européenne et de mettre en perspective les analyses environnementales plus précises qui seront réalisées par la suite. Par ailleurs, l'approche cartographique permet d'avoir un regard sur les impacts à l'échelle des territoires ou des régions ce qui constitue un élément important de notre approche.

Ainsi, le plan la section reprend approximativement celui du chapitre 4 de ce rapport ayant trait aux aspects environnementaux et en permet une brève introduction. Dans le cas où l'ensemble des données et des représentations géographiques ne sont pas disponibles à l'échelle européenne nous avons privilégié une analyse rapide des pressions.

Les sources de données proviennent en grande majorité de statistiques officielles, de rapports européens (JRC, EEA...) mais certaines cartes sont également issues de travaux de modélisation (émissions de GES, d'azote, etc.) ou encore issues de nos propres calculs.

1.8.2 Elevage et qualité de l'air

1.8.1.1. Emissions de gaz à effet de serre

Au-delà des incertitudes sur la nature des données de mesure et les statistiques disponibles, le calcul des émissions de gaz à effet de serre (GES) du secteur de l'élevage est un exercice qui pose plusieurs problèmes méthodologiques de différentes natures. Dans cette brève introduction nous allons mettre en évidence les points essentiels qui peuvent troubler le lecteur non-averti lors de la comparaison de plusieurs analyses sur le niveau des émissions de l'élevage.

Un premier point, concerne l'allocation des émissions suivant les différents secteurs de l'économie. En effet, les émissions associées à la production de cultures dédiées à l'alimentation animale peuvent être incluses dans le calcul des émissions de produits animaux comme intrants, ou être exclues dans la mesure où le secteur des productions végétales bénéficie de la demande animale. Dans le cadre des recommandations du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2006) les états membres de la CCNUCC⁶⁸ sont enjoint d'affecter au bétail uniquement ses émissions directes (fermentation entérique, rejets d'effluents, etc.) et d'exclure les émissions indirectes associées à la production d'aliments pour animaux.

Le deuxième point, qui est une déclinaison du premier, concerne le périmètre géographique concerné dans les études. Ces émissions sont comptabilisées pour les productions du sol national et n'incluent pas les émissions associées aux imports et aux exports de produits. Ceci présente des inconvénients en termes d'interprétation des résultats mais présente toutefois l'avantage de fournir des inventaires d'émissions comparables et sommables au niveau des pays. Pour aller plus loin et toujours sur l'exemple du bétail, les émissions associées au changement d'affectation des sols indirect (CASI) qui résulte de l'utilisation de terres à destination de l'alimentation animale européenne (soja en Amérique Latine par exemple) sont non seulement comptabilisées sur le secteur de la production végétale mais sont également comptabilisées dans leur région de production et non dans leur région de consommation. L'énoncé de ces deux points permet de montrer qu'une approche « filière » semble plus adaptée pour l'étude des émissions de GES associées à l'élevage car elles permettront de prendre en compte la majorité des impacts induits par les activités d'élevage.

Un dernier point, qui relève avant tout de la qualité de la modélisation des systèmes, concerne les facteurs d'émissions pris en compte dans le calcul des émissions de GES. Un facteur d'émission se définit la quantité de GES émis par unité de matière ou d'objet produit. Suivant les déterminants environnementaux pris en compte

⁶⁸ Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques

(température moyenne, humidité, teneur en matière organique des sols, etc.), les déterminants techniques (méthode de gestion des effluents), le niveau de précision des données disponibles au départ, l'échelle considérée et le temps disponible pour réaliser les calculs, la valeur de ces facteurs d'émission peut varier ce qui crée un niveau d'incertitude sur les résultats qui s'avère parfois élevé. C'est le cas pour le secteur agricole du fait de la complexité de modélisation du vivant. En effet, les inventaires nationaux obtenus avec des méthodologies du GIEC⁶⁹ mettent en évidence une incertitude sur les résultats du secteur agricole de 80% pour les méthodologies de niveau 1 et de 33% pour les méthodologies de niveau 2 (Gugele, 2014).

Les éléments présentés ci-après proviennent d'un rapport du joint research center (JRC) ayant pour but d'évaluer la contribution de l'élevage européen aux émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniaque (Leip *et al.*, 2010) et ayant donné lieu à une publication scientifique (Weiss and Leip, 2012). Les calculs sont réalisés à partir d'une adaptation du modèle CAPRI⁷⁰ reflétant les derniers consensus méthodologiques de l'époque de publication (2010). Les gaz pris en compte dans l'étude sont les suivants : CH₄, N₂O, CO₂, NH₃, NO_x et N₂. Les résultats de Leip *et al.*, (2010) sont obtenus après construction d'un inventaire de cycle de vie prenant en compte les émissions directes (rejets azotés, fermentation entérique) et indirectes (production d'aliment, usage des sols, fabrication et usages d'engrais, traitement et usages d'effluents, etc.) des activités d'élevage. Les résultats sont donnés en kgCO₂-eq par kg de produit en sortie de ferme pour l'année de référence 2004. Les émissions associées au transport, à la transformation, à la distribution du produit ne sont donc pas prises en compte dans cette étude. En revanche les émissions directes et indirectes associées au changement d'affectation des sols sont prises en compte. Enfin le modèle assure la conservation de la matière à l'échelle européenne notamment concernant l'azote. Nous avons choisi cette source pour dresser le bilan des émissions au niveau Européen car elle est adaptée au périmètre de l'ESCo, relativement récente et compare les niveaux d'émissions selon une approche filière et produit. De plus un comparatif est fait entre les résultats obtenus par le modèle et les résultats obtenus selon une méthodologie GIEC ce qui permet de comparer les méthodes et de situer les zones d'incertitudes ou de lacunes.

A l'échelle de l'Union en 2004, la contribution de l'élevage aux émissions de GES se situe entre 9,1% et 12,8% du total (Leip *et al.*, 2010) ce qui est moins que ce qui est calculé par le rapport *Livestock Long Shadow* (FAO *et al.*, 2006) et pour deux raisons principales :

- Le rapport FAO traite du monde entier et non de l'Union européenne dans son ensemble. Les émissions de l'Union européenne pour le secteur tertiaire étant plus élevées que la moyenne mondiale, la contribution relative de l'élevage s'en trouve diminuée.
- Les méthodologies de calcul sont différentes (notamment les facteurs d'émissions, les frontières du système et l'année de référence)

Plusieurs conclusions ont été tirées de ce rapport. Premièrement les émissions de GES au kg de produit sont plus élevées pour les viandes issues de ruminants que pour les viandes de monogastriques. Ce constat peut être fait pour l'ensemble des types de gaz émis (figure 1.8.1). Ainsi, même dans le cas de l'UTCF (utilisation des terres, leurs changements et la forêt) les ruminants émettent plus de GES que les monogastriques bien que la ration de ces derniers soit majoritairement composée de concentrés. Cette différence s'explique principalement par la production de méthane entérique des ruminants, des indices de consommation différenciés entre espèces et du poids relatif du cheptel reproducteur dans les filières. Le lait de vache présente, quant à lui, des émissions par unité produite comparables à celles des monogastriques (figure 1.8.3).

⁶⁹ Dans le cadre des lignes directrices du GIEC, différents niveaux méthodologiques (Tier en anglais) sont définis pour le calcul des émissions de GES: Un niveau représente un niveau de complexité méthodologique. Le niveau 1 est la méthode de base, le niveau 2 la méthode intermédiaire et le niveau 3 la méthode la plus exigeante en termes de complexité et de données requises. Les niveaux 2 et 3 sont quelquefois appelées méthodes de niveau supérieur et sont généralement considérées comme plus exactes.

⁷⁰ <http://www.capri-model.org>

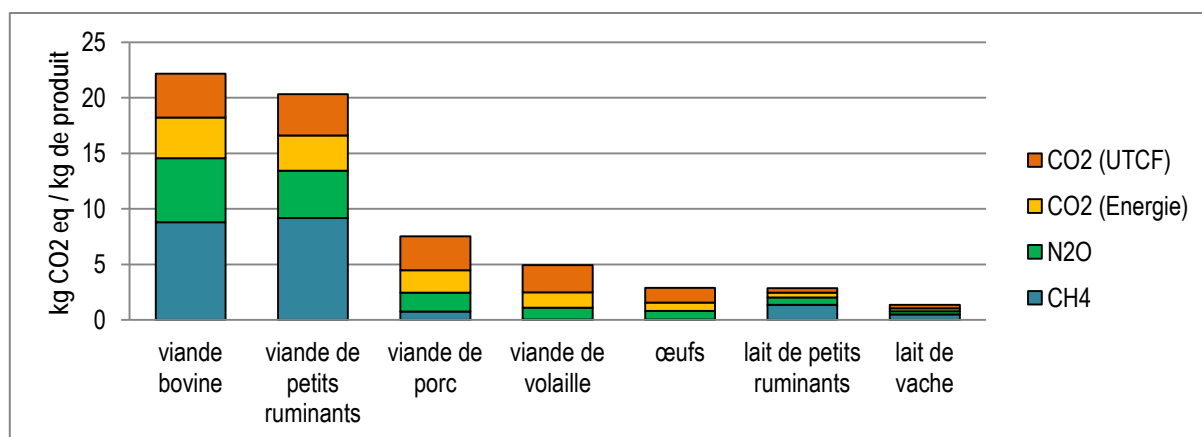


Figure 1.8.1. Emissions de gaz à effet de serre en Union Européenne pour l'année de référence 2004 par kg de produits et par type d'émission. Pour l'UTCF nous présentons les résultats du scénario II explicité dans (Weiss and Leip, 2012)
Source: (Leip *et al.*, 2010)

La répartition du niveau des émissions par espèce et par type de gaz en Union européenne permet de donner une idée des enjeux opérationnels associés à la réduction des émissions de GES. Les émissions de l'élevage sont majoritairement dues à trois productions (lait de vache, viande bovine, porc) à hauteur de 83% du total européen (figure 1.8.2). Selon la méthodologie de calcul de Leip *et al.* (Leip *et al.*, 2010), les gaz contribuant le plus aux émissions sont : le CO₂ issu des émissions associées à l'usage des terres et leurs changements d'usages directs et indirects (29%) ; le CH₄ issu de la fermentation entérique et du stockage des effluents (27%) ; le N₂O issu des processus de nitrification et dénitrification des engrais minéraux, de l'urée et des déjections animales (23%) ; et le CO₂ issu de l'énergie directe et indirecte utilisée pour les machines agricoles, les bâtiments, le transport et la fabrication des aliments pour bétail ainsi que pour la fabrication des engrais (21%).

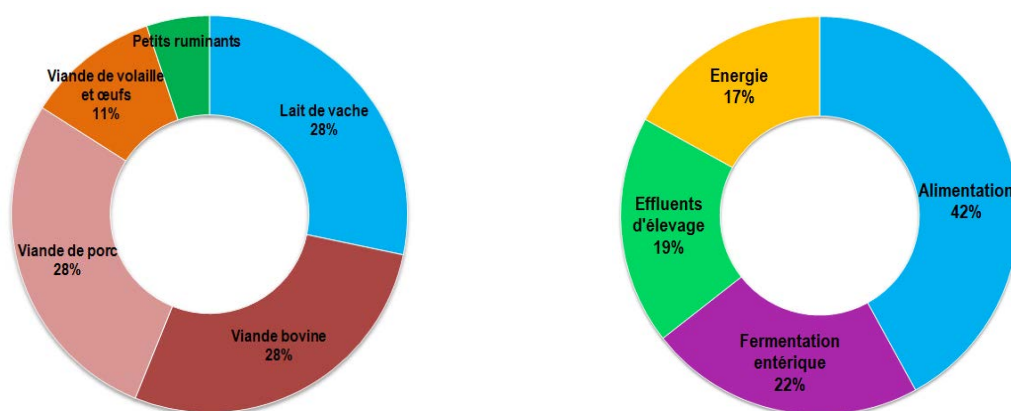


Figure 1.8.2. Emissions de gaz à effet de serre associées à l'élevage européen en 2004 - par type de produits animaux et par catégorie d'inventaires (y compris émissions délocalisées) – Source : INRA d'après Leip *et al.* (Leip *et al.*, 2010)

Les émissions de GES des animaux d'élevage se répartissent généralement en quatre catégories dans les inventaires d'émissions (Gerber *et al.*, 2013) :

- la fermentation entérique due à la rumination des herbivores et qui libère du méthane (CH₄) ;
- la gestion des effluents associée à l'émission de composés gazeux notamment du CH₄ et du N₂O émis en bâtiment, lors du stockage puis de l'épandage des effluents (azote) sur les sols ;
- la production d'aliments pour animaux qui comptabilise les émissions associées aux cultures dédiées (N₂O émis par les sols fertilisés) et à la fabrication des aliments (énergie) ;
- et la consommation d'énergie dans les élevages et en aval, qui donne majoritairement lieu à des émissions de CO₂.

En valeurs absolues, les émissions se situent, pour le troupeau européen, entre 630 et 863 Mt CO₂ eq, soit de 12 à 17 % des émissions totales de l'UE-27 en 2007 selon Bellarby (Bellarby *et al.*, 2013). Cette fourchette converge

avec la plupart des estimations de la littérature actuelle (700 Mt, 623-852 Mt, (Weiss and Leip, 2012) ; 485 Mt sans inclure les ovins et caprins, (Lesschen *et al.*, 2011)). Ainsi, l'UE se caractérise par un niveau d'émissions directes de GES au kg de produit plus faible que dans le reste du monde.

Une étude récente (Leip *et al.*, 2015) conclut toutefois que les émissions délocalisées à l'extérieur de l'Europe dépassent souvent les émissions associées à la gestion locale de la filière (411 Mt CO₂ eq). Par ailleurs, l'estimation de la part des émissions provenant du changement d'usage des sols pour la production d'aliments est très variable : selon les hypothèses retenues, elle peut varier entre 9 et 33 % des émissions totales de l'élevage (Weiss and Leip, 2012).

Il existe aussi une grande variabilité des facteurs d'émissions entre les différentes régions d'Europe (en NUTS 2), notamment chez les ruminants (figure 1.8.3). Pour la viande bovine les émissions par s'échelonnent entre 80 et 250 kg CO₂-eq par kilogramme de protéine produite. Plusieurs éléments permettent d'expliquer cette variabilité intra-espèce. Le premier concerne les différents facteurs environnementaux qui peuvent influencer fortement sur le niveau des émissions de méthane issues de la gestion et du stockage des effluents ou sur les émissions des sols cultivés pour l'alimentation animale. Aussi, les différents modes d'alimentation sont des facteurs importants de variabilité. Le niveau de digestibilité de la ration influe sur la fermentation entérique et la composition de la ration plus ou moins riche en concentrés importés joue sur le niveau des émissions de dioxyde de carbone issu des changements d'affectation des sols (utilisation des terres, stockage de carbone dans les prairies, etc.). La conduite du troupeau (durée de vie des animaux, mortalité...) influe quant à elle sur le rendement productif global des cheptels ce qui fait varier le niveau des émissions au kg de produit.

Le rapport de Leip *et al.* indique également que les niveaux d'émission les plus faibles ne sont pas nécessairement caractérisés par des systèmes de production identiques (Leip *et al.*, 2010). En effet les émissions au kg de viande de bœuf produite sont proches en Autriche (14,2 kgCO₂ eq/kg) et aux Pays-Bas (17,4 kgCO₂ eq/kg) en raison d'une meilleure utilisation des ressources fourragères locales pour le premier réduisant le niveau des émissions du changement d'affectation des sols (CAS) et pour le deuxième d'une gestion industrielle couplée à des régulations environnementales permettant la réduction des émissions de méthane et de N₂O. A l'inverse, pour des zones à forte densité animale comme le Danemark, le Benelux et la Bretagne on constate des écarts de niveaux d'émissions. Comme expliqué plus haut une raison à cela concerne le mode de calcul des facteurs d'émission. Par exemple les facteurs de rejet azotés des porcs sont plus élevés dans le modèle CAPRI que dans les autres méthodes de calcul ce qui a un effet sur les émissions de N₂O et donc augmente grandement les incertitudes sur le potentiel de réchauffement climatique (Velthof *et al.*, 2015).

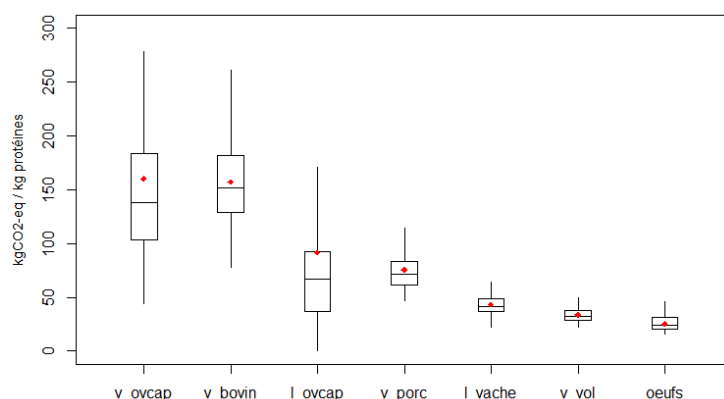


Figure 1.8.3. Variabilité des émissions de gaz à effet de serre selon les produits animaux et entre régions européennes (rang NUTS-2), exprimées en kg CO₂-eq par kg de protéines. Les points rouges correspondent à la moyenne. v_ovcap : viande de petits ruminants ; v_bovin : viande bovine ; l_ovcap : lait de petits ruminants ; v_porc : viande porcine ; l_vache : lait de vache ; v_vol : viande de volaille ; oeufs : œufs - Source: INRA d'après Leip *et al.* (Leip *et al.*, 2015)

Compte tenu de cette variabilité, les mesures de réduction de la contribution de l'élevage au réchauffement climatique doivent être transversales et ne peuvent pas être dirigées que sur un seul secteur ou territoire. Plusieurs études portant sur la réduction des émissions de GES au niveau français, européen ou mondial permettent de mettre en avant diverses actions techniques possibles afin d'atténuer la contribution de l'élevage au réchauffement climatique et seront abordés dans les chapitres suivants (notamment chapitres 4 et 8). Au niveau européen ainsi qu'au niveau français le potentiel de réduction grâce à des moyens techniques (hors prise

en compte d'une réduction des consommations de produits animaux) semble se situer autour de 20% des émissions (Bellarby *et al.*, 2013 ; Garnett, 2009 ; Pellerin *et al.*, 2013). En outre une réduction des consommations individuelles ainsi que du gaspillage alimentaire sur l'ensemble de la filière est également un important levier identifié dans ces études. Enfin un retour à un élevage plus proche de son intérêt premier, à savoir valoriser les ressources fourragères non valorisables autrement, est aussi une voie de réduction d'émissions évoquée.

1.8.1.2. Emissions de polluants atmosphériques ou de précurseurs de particules

Les particules fines sont une préoccupation importante en termes de qualité de l'air et de santé. En effet l'OMS estime la perte moyenne d'espérance de vie due aux particules fines entre huit et dix mois (Ademe, 2012). On distingue les particules primaires, directement rejetées dans l'atmosphère à partir de sources anthropiques, des particules secondaires qui sont générées à partir de réactions chimiques entre des éléments gazeux présents dans l'air. On dénomme TSP (Total Suspended Particles) l'ensemble des particules en suspension dans l'air qui vont d'un diamètre aérodynamique compris entre 10^{-4} et 10^{-9} mètres. Les *Particulate Matter (PM)* telles que les PM10 et les PM2,5 sont les particules d'un diamètre respectivement inférieur à 10 μm et 2,5 μm . Ce sont ces dernières qui représentent le plus grand risque pour la santé humaine.

En 2013 l'agriculture représentait environ 14% des émissions de PM10 et 4% des émissions de PM2,5 en Union européenne. On observe que la contribution de l'agriculture aux émissions d'ammoniaque est largement majoritaire (93%). Or l'ammoniaque est un des principaux précurseurs de particules PM2,5 notamment formées par réaction avec les oxydes d'azote et les oxydes de soufre. Nous nous intéressons donc dans la suite de cette section aux émissions d'ammoniaque dans l'air en Union européenne.

La contribution de l'élevage aux émissions agricoles d'ammoniaque est généralement assez élevée (en France elle atteint 75%) et concerne avant tout les émissions dans les bâtiments d'élevage et à l'épandage des effluents.

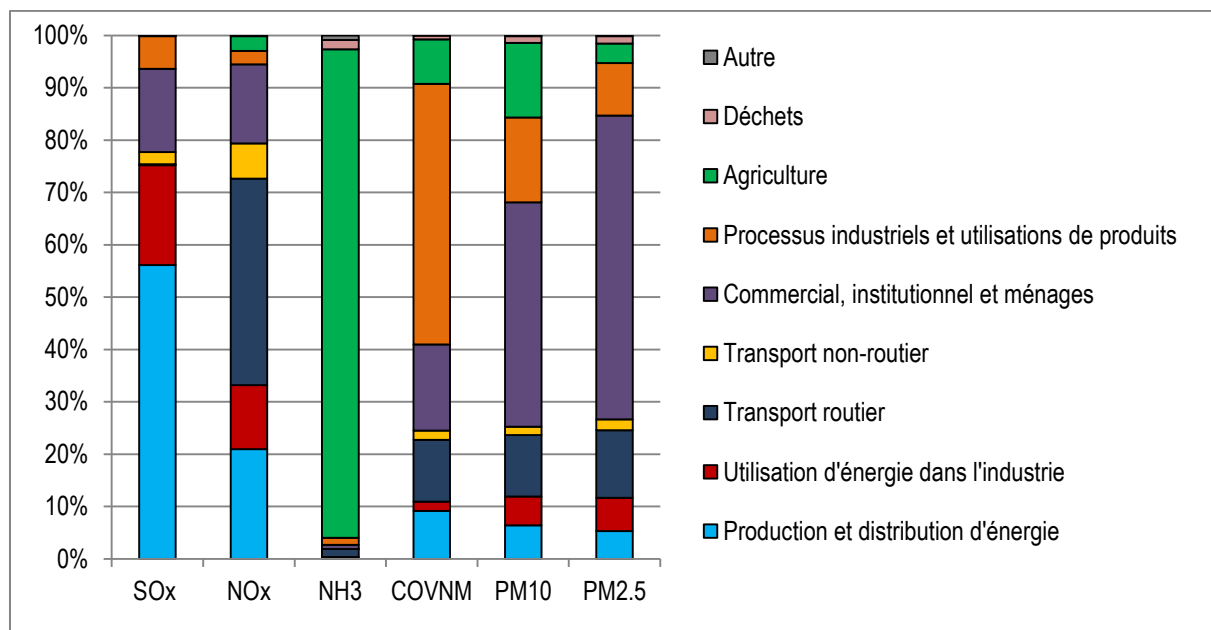


Figure 1.8.4. Contribution des différents secteurs de l'économie aux émissions de particules primaires et secondaires en Union Européenne en 2013 – SOx : oxydes de soufre ; NOx : oxydes d'azote ; NH3 : ammoniaque ; COVNM : composés organiques volatils non méthaniques ; PM10 : Particules de moins de 10 μm ; PM2,5 : particules de moins de 2,5 μm source : EUROSTAT

Par kilo de produit les émissions d'ammoniaque suivent le même ordre que les émissions de GES même si il convient de noter qu'il s'agit de la même source de données (Leip *et al.*, 2010). Ainsi les viandes rouges sont plus émissives au kg de produit que les viandes blanches suivies des œufs et du lait. Cette similitude entre les impacts au kilo de produit provient essentiellement de différences entre taux de conversion alimentaire (*cf.* encadré 1) et se retrouvera pour de nombreux impacts.

Tableau 1.8.1. Emissions d'ammoniaque pour chaque filière exprimées en grammes d'azote contenu dans l'ammoniaque par kg de produit, en Union européenne en 2004. L'écart-type correspond à la variabilité des résultats sur l'ensemble des territoires NUTS 2 de l'UE. Source : Leip *et al.* 2010 (Leip *et al.*, 2010)

	Emissions d'ammoniaque	Ecart-type	Gestion des effluents	Pâturage parcours	Epandage	Fertilisation minérale
	(g N / kg produit)		%	%	%	%
viande bovine	74,0	25,0	45%	16%	31%	8%
viande de petits ruminants	35,7	17,1	17%	57%	10%	16%
viande de porc	27,7	6,0	62%	1%	31%	7%
viande de volaille	19,7	4,4	57%	0%	33%	10%
œufs	12,4	4,4	60%	0%	27%	13%
lait de vache	4,4	1,3	49%	8%	37%	7%
lait de petits ruminants	5,7	3,2	17%	50%	13%	19%

Les émissions de NH₃ ont évolué depuis vingt ans notamment sous la contrainte de la Directive Nitrates (Conseil des communautés européennes, 1991). En effet même si les niveaux d'émission sont toujours élevés dans les zones à forte densité animale une évolution positive est à noter sur les dernières années comme l'atteste la figure 1.8.5. Les plus fortes réductions ont eu lieu dans les zones les plus émissives au départ (Bretagne, Benelux, Allemagne du nord...) à l'exception notable de la Catalogne qui augmenté ses émissions sur la période 2000-2008. Aussi, le développement de l'agriculture en Pologne n'est pas sans effet sur les émissions de NH₃.

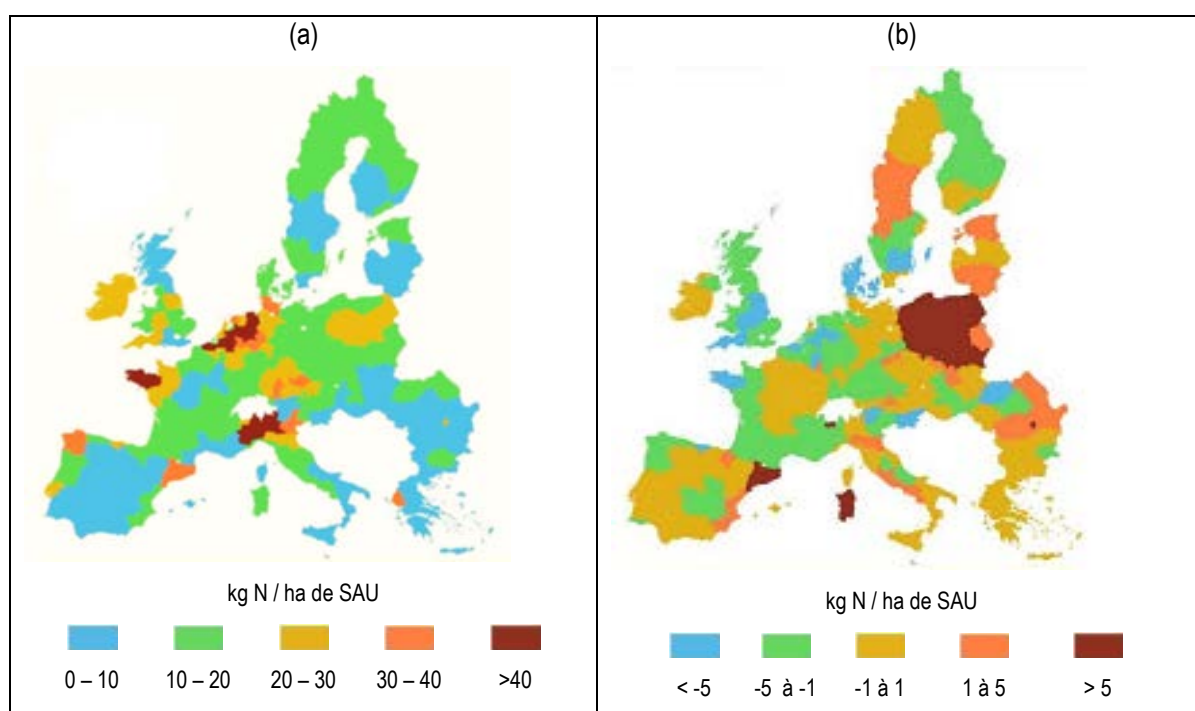


Figure 1.8.5. Emissions de NH₃ d'origine agricole par région NUTS2 en Union Européenne exprimées en kg d'azote par hectare de SAU. (a) émissions de NH₃ en 2008 (b) évolution des émissions de NH₃ sur la période 2008-2000 – source : (Alterra, 2011)

Encadré 1 – Taux de conversion alimentaire des animaux en Europe

Le résultat des analyses de cycle de vie ainsi que de certaines modélisations économiques est fortement dépendant des bilans de flux de matière. Pour les études d'impact sur les produits animaux, les ACV concluent souvent à un usage de ressources plus important pour les ruminants que les monogastriques au kg de produit. Souvent, l'essentiel des écarts entre système de production (consommation d'eau, usage des terres, émissions de GES, consommation de nutriments...) proviennent indirectement de la consommation d'aliment pour bétail. Le taux de conversion alimentaire est donc une variable clef qui va déterminer une grande partie des résultats. Il se présente généralement sous forme d'un coefficient entrée-sortie qui met en regard les quantités consommées par un système avec les quantités produites par celui-ci. Plus le taux est bas plus l'efficacité de production est importante au regard des quantités consommées. Au sein des modélisations, ces valeurs sont rarement issues de mesures mais plutôt de calculs à partir des statistiques. Le tableau 1.8.2 montre les taux de conversion alimentaire pour les produits animaux calculés par Leip et al. (2010) pour chaque pays de l'Union européenne. Il s'agit ici d'un taux de conversion alimentaire qui correspond à la quantité d'aliment nécessaire à la production d'un kilo de produit. Pour un même système de production ce taux varie en fonction de différents paramètres tels que le taux de renouvellement des troupeaux, la durée de vie des animaux, les pertes éventuelles (taux de mortalité) ainsi que selon la qualité des fourrages consommés et la ration fournie (plus ou moins riche en concentrés par exemple). Ce taux de conversion alimentaire est à distinguer de l'indice de consommation qui correspond au gain de croît (en poids vif) pour une quantité d'aliment consommé. A partir de ce type d'information et des statistiques internationales, il est possible d'estimer la répartition des concentrés consommés par type d'animaux en Union européenne (figure 1.8.6).

Tableau 1.8.2. Taux de conversion d'un kg d'aliment pour bétail (matière brute) en un kg de produit animal en UE 25 – moyenne pondérée des facteurs issus de Leip et al. 2010 en fonction de la production en 2013 – source : INRA d'après Leip et al. (Leip et al., 2010)

Produit	Moyenne	Min	Max
Viande bovine	44.9	11.3	88.1
Lait de vache	3.7	1.7	7.7
Viande de porc	4.2	3.4	7.1
Viande de volaille	3.7	2.6	7.4
Œufs	2.7	1.9	4.2
Viande de petits ruminants	56.2	13.9	140.2
Lait de petits ruminants	16.0	1.7	25.2

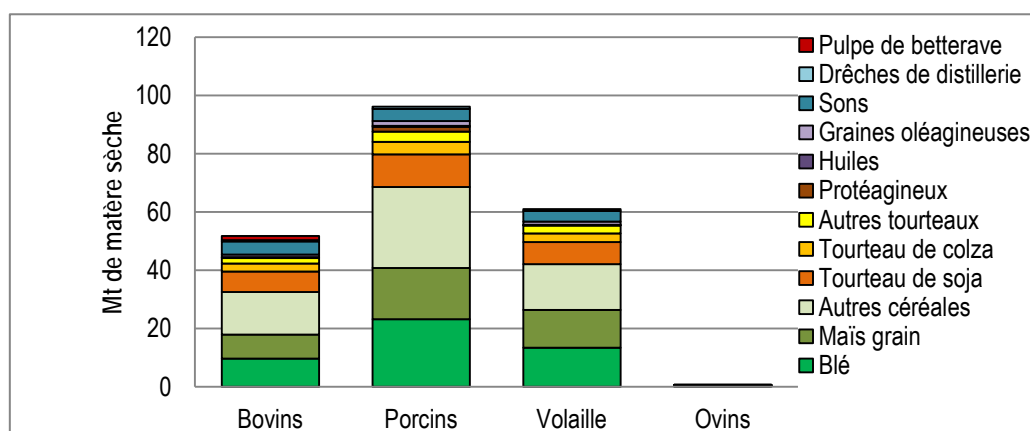


Figure 1.8.6. Estimation des consommations d'aliments concentrés par les espèces animales en UE 27 pour l'année 2009 – Source : calculs INRA SMART/LERECO d'après FAOSTAT

1.8.3 Elevage et qualité de l'eau

1.8.1.3. Enrichissement de l'eau en azote et en phosphore

L'enrichissement de l'eau en azote (N) et phosphore (P) issus des activités humaines en Europe contribue à l'eutrophisation des lacs, des rivières et des mers, ainsi qu'à la détérioration de l'eau pour son usage récréatif, industriel et à la hausse des coûts d'assainissement pour la production d'eau potable (Smith, 2009).

L'eutrophisation est le processus par lequel les nutriments ajoutés aux plans d'eau entraînent une forte productivité primaire due à un excès de nutriments (Smith *et al.*, 1999). En effet un surplus de nutriments conduit au développement de microorganismes et parfois à la prolifération d'algues qui contribuent à appauvrir les eaux en oxygène, à réduire leur transparence et amenant à la mort d'autres espèces perturbant ainsi les écosystèmes aquatiques. Ce phénomène naturel est, en Europe, grandement accéléré par les activités agricoles et par l'élevage (Alterra, 2011). Toutefois, l'agriculture et l'élevage ne sont pas les seuls à contribuer l'eutrophisation dans certains bassins versants notamment pour le phosphore. Ainsi aux émissions agricoles de nutriments s'ajoutent notamment les rejets d'eaux usées par les stations d'épuration qui peuvent être majoritaires dans la contribution à l'eutrophisation (Withers *et al.*, 2014).

On distingue les émissions diffuses des émissions ponctuelles. Les émissions ponctuelles sont directement liées à l'eau tandis que les émissions diffuses sont la résultante d'autres facteurs comme le ruissellement, la lixiviation ou l'érosion. Les émissions diffuses vers les milieux aquatiques sont majoritaires en agriculture (Heathwaite, 2003). Dans le cas de l'eau douce, ce sont les apports de phosphates qui sont limitant, tandis que pour l'eau de mer c'est l'azote qui est limitant pour accélérer le processus d'eutrophisation même si des exceptions existent (Howarth and Marino, 2006; Smith, 2009)

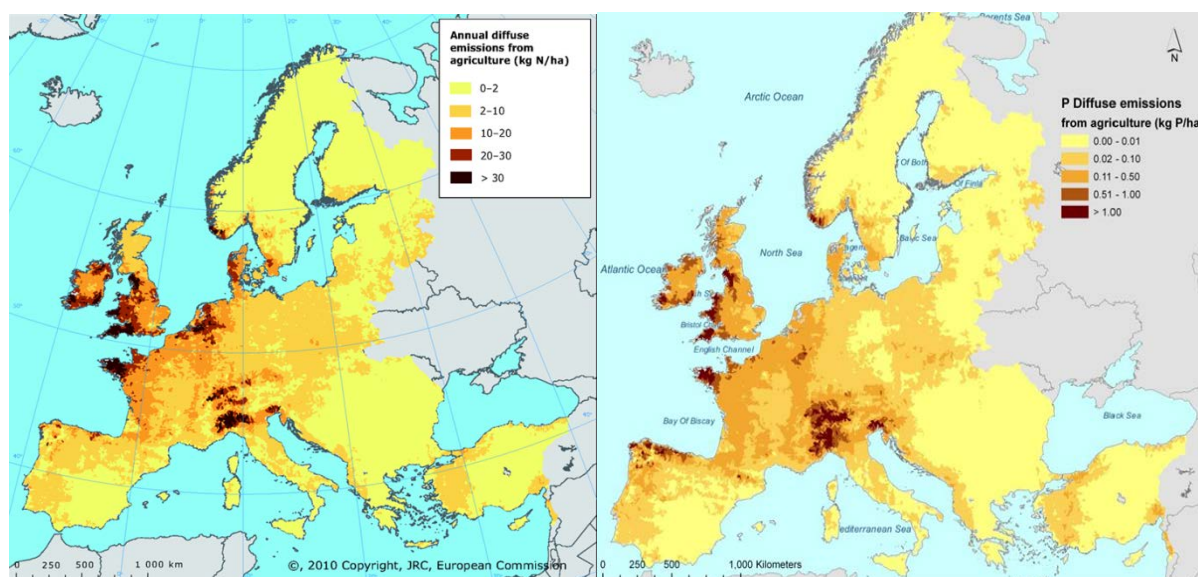


Figure 1.8.7. Emissions annuelles diffuses d'azote (gauche) et phosphore (droite) d'origine agricole en eau douce (kg N (P) / ha desurface totale) en 2000. Source : (Bouraoui *et al.*, 2009)

La figure 1.8.7 met en évidence les émissions diffuses de N et P issues des activités agricoles mais en réalité le niveau des émissions seul ne suffit pas à décrire le risque de pollution des eaux dans la mesure où les milieux sont plus ou moins sensibles à différents types de pollution. Les pertes d'azote vers les milieux aquatiques se font par ruissellement, lixiviation et érosion. Les surplus d'azote entraînent notamment un risque accru de lixiviation vers les nappes phréatiques. La lixiviation du phosphore est relativement lente et faible, sauf dans le cas des sols sableux, et celle-ci ne conduit généralement pas à un phénomène d'eutrophisation. C'est par érosion de la couche superficielle du sol et ruissellement que le phosphore est principalement conduit dans les eaux de surface. Par ailleurs les émissions ponctuelles de phosphore par restitution directe des animaux d'élevage vers le réseau hydrographique peuvent également être une source importante. L'ensemble des processus d'émission de nutriments, leur lien à l'élevage et leur devenir dans l'environnement sont expliqués plus en détail dans le chapitre 4.

La figure 1.8.8 représente des niveaux de risque différents pour le ruissellement et la lixiviation en Europe illustre le potentiel d'érosion des territoires européens. Dans les zones comme le Danemark, les Pays-Bas ou encore le nord de l'Allemagne, le risque de lixiviation est élevé ce qui tend à faire penser que le taux d'azote dans les nappes phréatiques est élevé dans ces régions au regard du niveau des émissions. La même remarque peut-être faite pour la région Bretagne.

Les principales zones à risque pour le ruissellement sont situées en Italie, sur la côte nord de l'Espagne et au niveau de la Hongrie. On remarque donc que les risques de pollution phosphatée par ruissellement concernent surtout l'Espagne. Le risque est étonnamment assez élevé en Irlande malgré la surface importante de prairies.

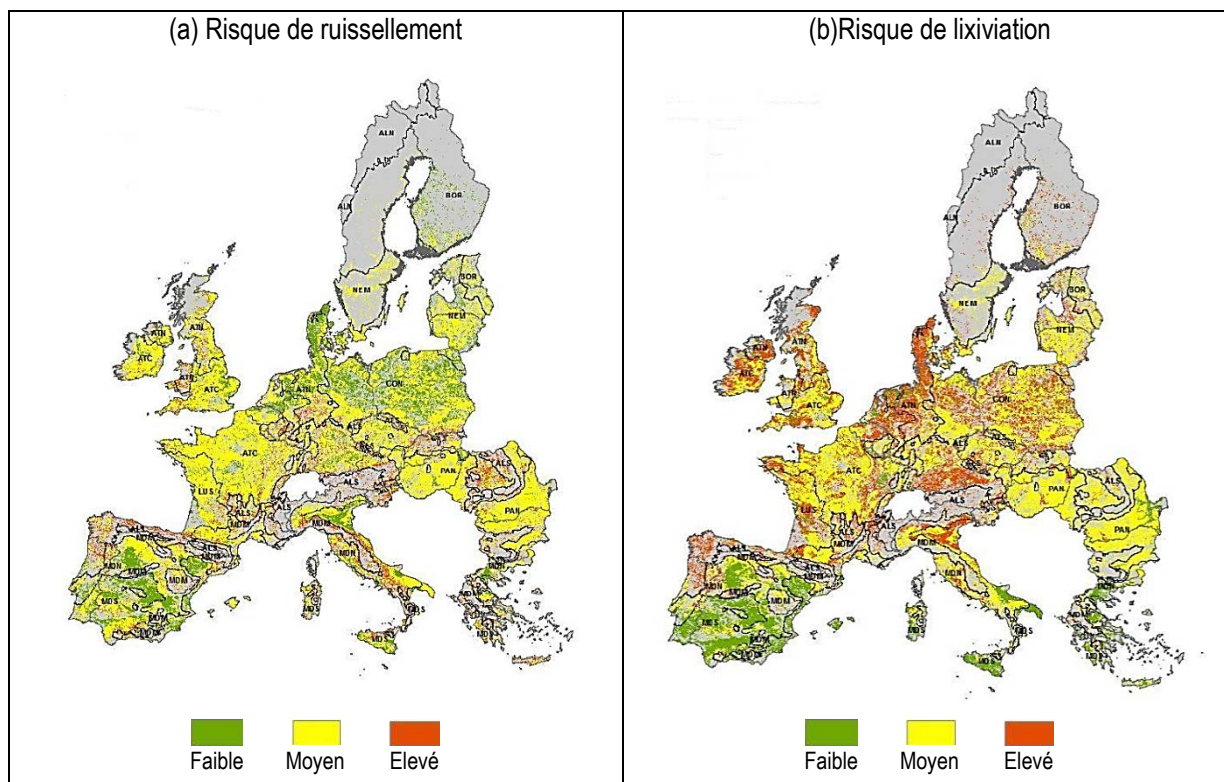


Figure 1.8.8. Risque potentiel de (a) ruissellement et (b) de lixiviation pour les surfaces agricoles dans les zones environnementales de l'Union Européenne – source : (Alterra, 2011)

1.8.4 Elevage, qualité des sols & biodiversité

1.8.1.4. Stockage et fixation du carbone

Le carbone est un élément important constitutif des organismes vivants puisqu'il représente environ 50% du poids sec de la biomasse vivante sur la planète. A travers différents types de molécules le carbone joue un rôle dans la structure, la biochimie et la nutrition des cellules vivantes (Alterra, 2011). Le maintien du carbone organique dans les sols joue un rôle important dans la fertilité des sols, la productivité de la biomasse et la qualité de l'eau. De plus le stockage de carbone dans les sols est une voie pour lutter contre le réchauffement climatique (Lal *et al.*, 2004). L'élevage de ruminants, de par son lien à la terre et plus particulièrement aux prairies a une influence sur les stocks de carbone organique présents dans les sols. Au niveau mondial, le potentiel de stockage de carbone organique par les prairies permanentes se situe entre 0,01 et 0,3 Gt C par an et celui des cultures entre 0,4 et 0,8 Gt C par an (Lal, 2004).

Même si les prédictions liées au stock de carbone organique dans les sols sont, à l'heure actuelle, très incertaines (de Brogniez *et al.*, 2015), nous présentons une carte récente du stock de carbone organique dans les sols en Union européenne figure 1.8.10. On observe que les zones détenant des sources importantes de biomasse (forêts, zones montagneuses) sont les zones pour lesquelles le stock de carbone est le plus élevé. On remarque également que les zones de prairies sont des lieux importants de stockage du carbone à long terme comme en Irlande ou en Ecosse. Les zones de montagne, comme les alpes ou le massif central semblent

également détenir un stock de carbone organique (CO) important. Ici le calcul a été réalisé au moyen d'un modèle géographique expliqué en détail dans Brogniez *et al.*, (de Brogniez *et al.*, 2015) qui s'appuie sur des mesures réalisées dans le cadre de l'enquête LUCAS (Tóth *et al.*, 2013).

Les teneurs en CO du sol prédites ont révélé une concentration assez faible dans la plupart des pays méditerranéens et également dans certaines régions de la France, de l'Allemagne, de la Pologne, de la Hongrie, de la Slovaquie et de la République tchèque. Les zones de montagne, dont les teneurs en CO sont en général assez élevées ne sont pas présentées sur cette carte dans la mesure où le modèle présentait des résultats trop incertains (de très larges écarts-types). La carte des surfaces toujours en herbe (STH) présentée figure 1.8.9 montre que les zones avec un taux élevé de prairies sont souvent des zones ayant une forte teneur en carbone organique même si elles ne sont pas les seules (ex. forêts). Ceci permet de confirmer le rôle des prairies dans la séquestration à long terme de carbone dans les sols (Smith, 2007).

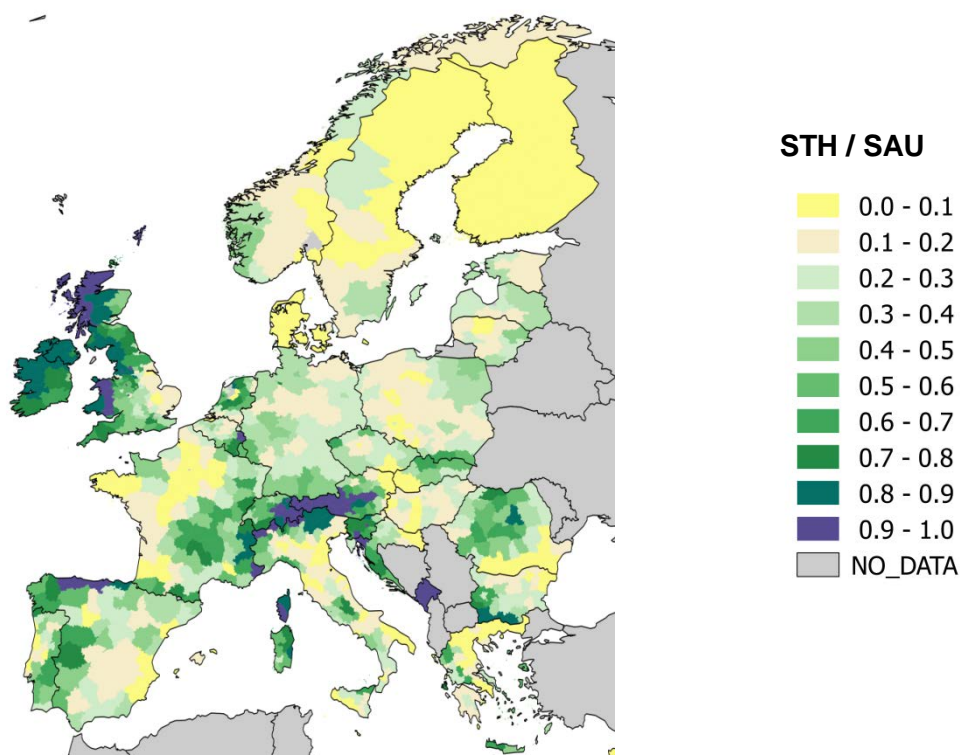


Figure 1.8.9. Part de la surface toujours en herbe (STH) sur la surface agricole utile (SAU) par NUTS 2 & 3 en Union Européenne pour l'année 2010 – source : INRA d'après Eurostat

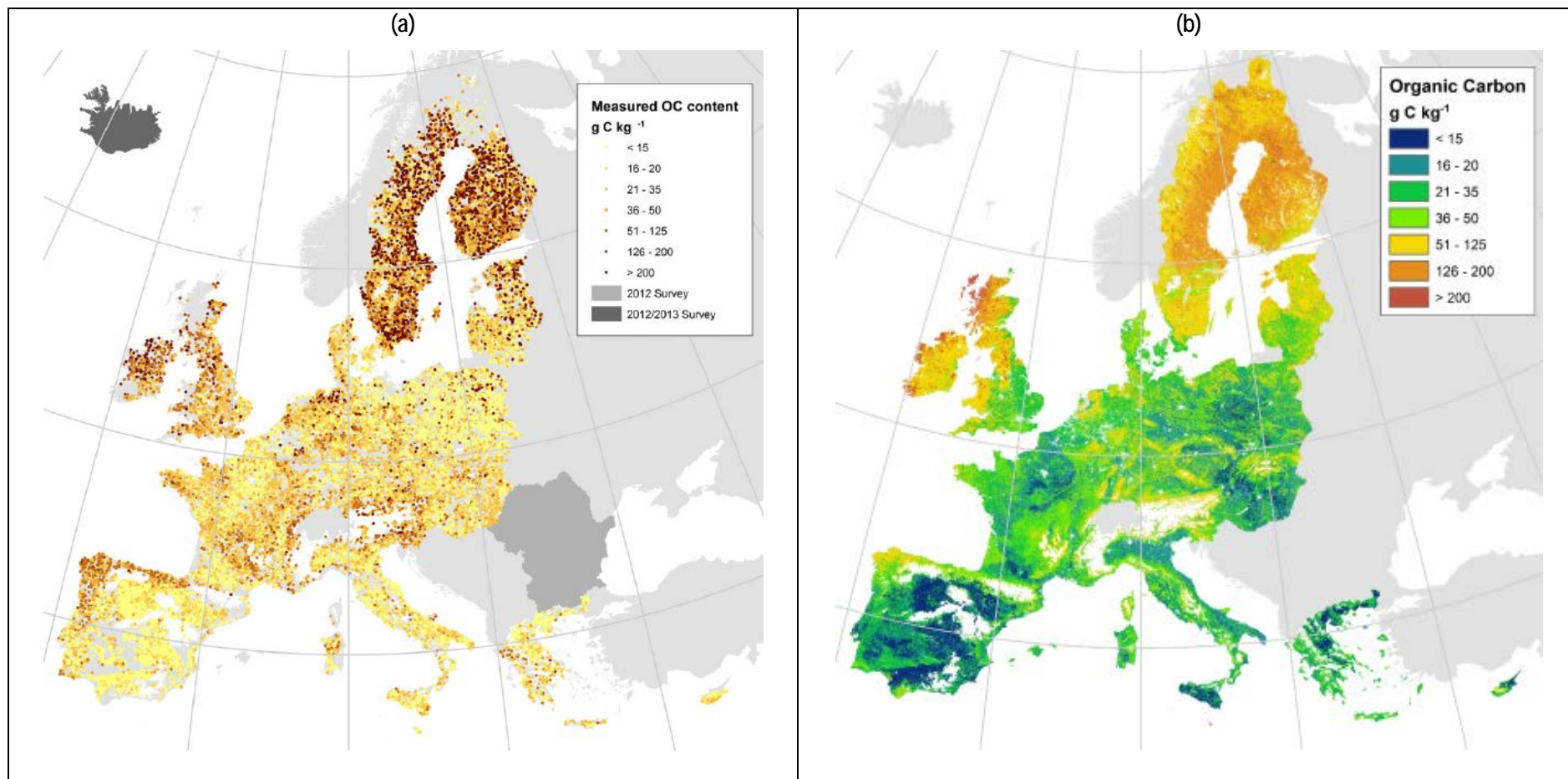


Figure 1.8.10. Teneur en carbone organique dans les sols en gC.kg^{-1} de sol. Stock présent dans la couche superficielle du sol (0-20 cm). Cartes réalisées à partir de la base de données LUCAS. (a) Teneur en CO mesurée (b) teneur en CO prédite par un modèle additif généralisé (GAM). Source : (de Brogniez *et al.*, 2015)

1.8.1.5. HNV index : zones à haute valeur naturelle

Il existe en Europe beaucoup d'espaces riches en biodiversité, dans lesquels l'agriculture est présente et s'inscrit dans un processus écologique similaire aux écosystèmes naturels avec souvent de très bas niveaux d'intrants (Pointereau *et al.*, 2010). Le concept de terres agricoles à haute valeur naturelle (HVN), apparu dans les années 1990 part du constat que certaines pratiques agricoles extensives, s'appuyant sur la présence d'éléments semi naturels et utilisant une diversité importante de couverts végétaux permettent le maintien d'un niveau important de biodiversité à l'échelle des territoires (Poux and Pointereau, 2014). La définition des terres agricoles HVN qui semble faire consensus au sein de la communauté scientifique est celle d'Andersen (Andersen *et al.*, 2004) :

*« Les terres agricoles à haute valeur naturelle comprennent les espaces d'Europe où l'agriculture représente la forme majoritaire d'usage des terres (généralement dominante) et où l'agriculture est associée à une grande diversité d'espèces, d'habitats ou encore à la présence d'espèces qui présentent un intérêt de conservation au niveau européen ».*⁷¹

Ce concept est avant tout européen et a pour but de mettre en place un indicateur permettant de mieux évaluer les politiques de soutien à mettre en œuvre dans le cadre du second pilier de la Politique agricole commune (PAC). En effet, l'agriculture HVN fait partie des priorités de l'Union européenne pour le développement rural qui contribuent à la stratégie Europe 2020, selon le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader)⁷².

Le rapport de l'Asca et Solagro sur l'agriculture HVN en France donne la typologie de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) pour l'agriculture à haute valeur naturelle avec des exemples de systèmes agricoles typiques:

Tableau 1.8.3. Définition des types d'agriculture à haute valeur naturelle avec des exemples de systèmes types.

	Définition	Systèmes agricoles typiques
Type 1	Les zones agricoles intégrant une large proportion d'espaces semi-naturels	Agriculture de montagne valorisant des parcours, des estives
Type 2	Les zones agricoles reposant sur une mosaïque d'espaces agricoles à bas niveau d'intrants avec une forte proportion d'éléments paysagers comme les bandes enherbées, les haies, les murets, les bosquets et buissons, les ruisseaux	Systèmes de polyculture-élevage à faibles intrants chimique, maintenant des prairies naturelles, du bocage, des mares et des prés-vergers. Vergers ou vignes extensives et/ou biologiques avec présence d'élément fixe du paysage. La valeur de ces milieux tient beaucoup la grande diversité d'habitats présents
Type 3	Les zones agricoles qui accueillent des espèces rares ou une forte proportion des populations européenne ou mondiale d'une espèce	Zones céréalières maintenant des pratiques extensives, de la luzerne, des jachères, bandes extensives.

Dans ce rapport les auteurs mettent l'accent sur un certain nombre de limites de l'identification des zones agricoles HVN avec notamment la question du choix des seuils, des définitions et donc le passage du qualitatif au quantitatif (définir « large proportion d'espaces semi-naturels », « mosaïque d'espaces agricoles », « bas niveau d'intrants »).

Des cartes de zones à HVN ont été réalisées par les instances européennes à plusieurs occasions (Keenleyside and Tucker, 2010; Paracchini *et al.*, 2008) et leur mode de construction s'appuie sur plusieurs jeux de données

⁷¹ « High Nature Value farmland comprises those areas in Europe where agriculture is a major (usually the dominant) land use and where that agriculture supports or is associated with either a high species and habitat diversity or the presence of species of European conservation concern or both »

⁷² Article 5, (4) (a) : restaurer, préserver et renforcer la biodiversité (y compris dans les zones relevant de Natura 2000, et dans les zones soumises à des contraintes naturelles ou à d'autres contraintes spécifiques) les zones agricoles à haute valeur naturelle, ainsi que les paysages européens.

et une procédure systématique. Avant de présenter la carte des zones HVN il est nécessaire de savoir qu'il existe différentes approches d'identification de ces zones (s'appuyant sur les données RICA, Corine Land Cover ou encore sur des données et méthodologies nationales) qui donnent des résultats parfois différents.

La figure 1.8.11 est un exemple de carte la plus récente donnant une estimation de la localisation des zones agricoles à HVN. Les étapes de construction de la carte incluent notamment les étapes suivantes:

1. Une sélection des différents types d'occupation des sols dans lesquels on peut trouver des zones agricoles HVN. Pour cela, les données Corine Land Cover 2006 ainsi qu'une carte des zones environnementales (zones climatiques) ont été utilisées
2. Des exceptions aux règles de constructions précitées ont été réalisées au cas par cas avec une méthode « à dire d'experts » afin de tenir compte de certaines spécificités régionales (ex : en France la cartographie des vergers suit une procédure différente en raison de l'importance des prés-vergers).
3. Critères de sélection de zones HNV en mobilisant des bases de données européennes sur la biodiversité :
 - a. Zones Natura 2000
 - b. Zones importantes pour la conservation des oiseaux (Important Bird Area)
 - c. Prime Butterfly Areas (zones à forte concentration de papillon)
4. Mobilisation de bases de données nationales sur la biodiversité
5. Ré-échelonnage des données et harmonisation des résultats à un niveau approprié de détail

Selon les différentes sources précitées, l'Union Européenne contiendrait entre 55 et 76 Mha de zones agricoles à haute valeur naturelle et couvrirait entre 32% et 44% de la SAU totale. Les principales caractéristiques des zones agricoles à HVN en Europe ont été identifiées lors d'un récent rapport de l'IEEP (IEEP *et al.*, 2010). Parmi ces caractéristiques, l'élevage semble concomitant à la plupart des surfaces agricoles HNV, notamment dans des systèmes de ruminants, au travers des prairies, même si certains élevages de porcs, de cheval et de buffles peuvent avoir une importance locale. Les systèmes mixtes de sont également très représentés au niveau de l'UE. En revanche, les systèmes de cultures extensifs le sont beaucoup moins. Les systèmes de cultures permanentes tels que les vergers, les oliveraies ou encore les vignes qui sont gérés de manière traditionnelle détiennent parfois des caractéristiques proches des habitats semi-naturels et peuvent constituer une ressource importante en surfaces agricoles HNV. Pour une partie ces surfaces peuvent-être pâturées de façon extensive (par des petits ruminants par exemple). Ces systèmes sont majoritairement localisés dans les Etats Membres du sud de l'UE.

L'aspect extensif en lien avec l'élevage semble très clair sur la figure 1.8.11 dans la mesure où la carte est presque un négatif de la carte des densités animales. Même l'Irlande qui détient une grande partie de sa SAU en prairie détient peu de zones agricoles à haute valeur naturelles (2% de sa SAU en 2006) en raison de son fort chargement à l'hectare. Il existe une forte relation entre la présence de massif montagneux et les zones HVN (figure 1.8.12) même si ce n'est pas l'unique critère (Pologne par exemple). Enfin, la présence de zones HVN semble suivre un gradient Nord-Sud en Europe.

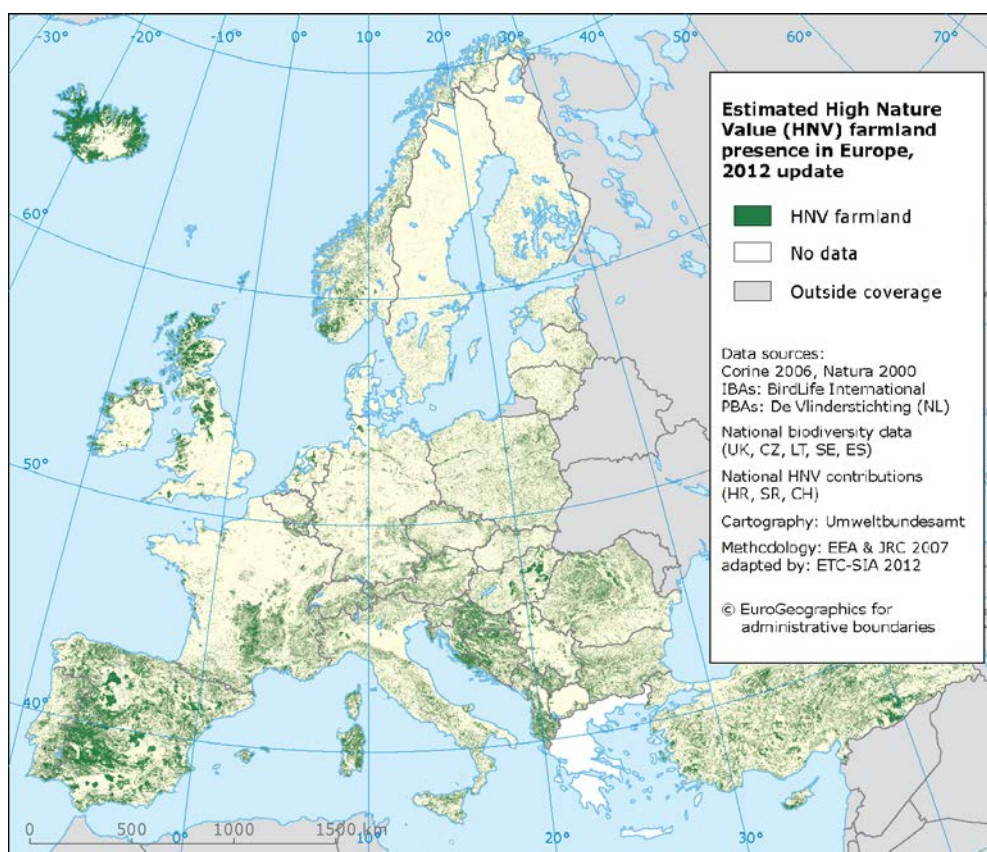


Figure 1.8.11. Estimation de la présence de zones agricoles à haute valeur naturelle (HVN) en Europe en 2012. Source : EEA, 2016 - <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/estimated-high-nature-hnv-presence>

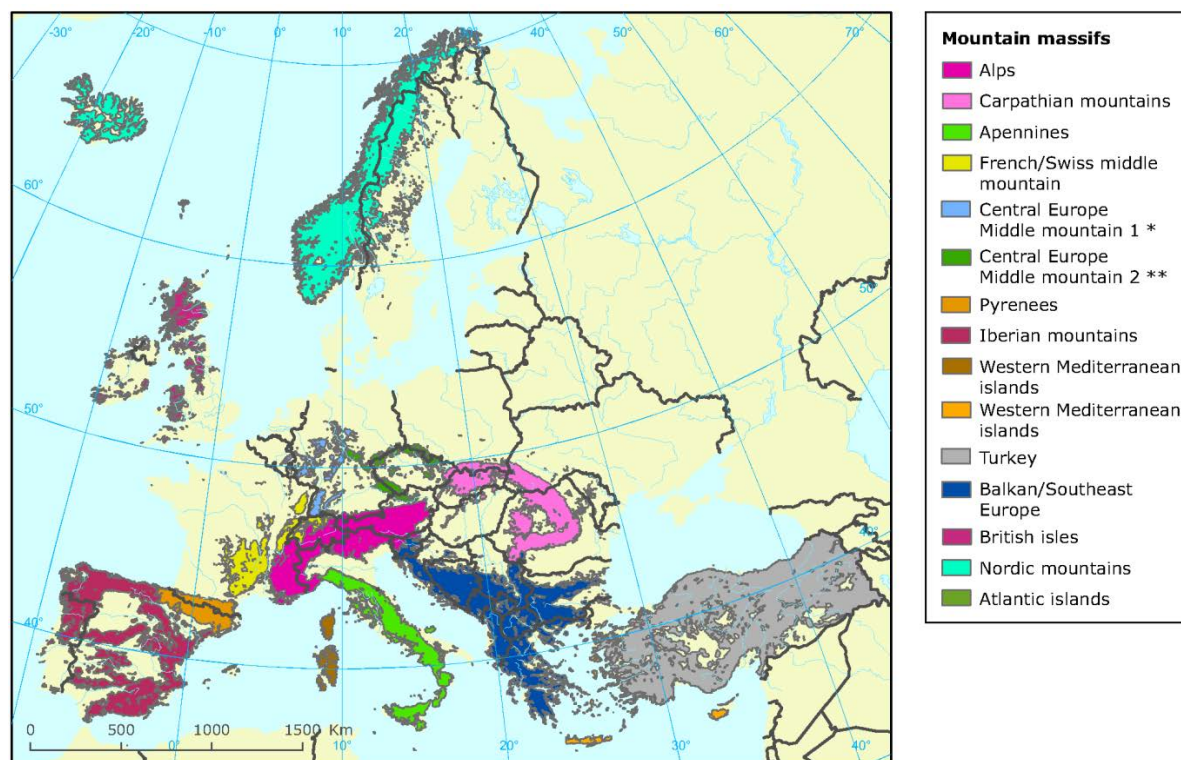


Figure 1.8.12. Massifs montagneux Européen - source : EEA, 2008⁷³

⁷³ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/mountain-massifs>

Quelles relations des fermes HVN avec les aides de la PAC ?

Les fermes HVN sont généralement (et par définition) de faible productivité à l'hectare, requièrent une intensité de travail élevée pour des revenus faibles ce qui les rend peu compétitives sur un marché concurrentiel tel que le marché européen. Malgré une dépendance aux aides plus importante que la moyenne le soutien de la PAC aux fermes HVN est souvent plus faible à l'hectare que pour les autres fermes européennes (Keenleyside *et al.*, 2014). De plus, certaines fermes HVN ne sont pas éligibles aux aides de la PAC en raison d'une trop faible taille des parcelles, des cheptels, de la nature de l'occupation des sols (ex : sols rocailleux). Depuis 2013 la PAC offre la possibilité aux états membres de réviser les critères d'éligibilité aux aides notamment sur les prairies semi-naturelles, les tailles minimales des fermes et des parcelles ce qui pourrait permettre un meilleur accès aux aides. Toutefois la mise en œuvre de ces nouvelles possibilités est incertaine et n'a pas été recensée dans le cadre de cet exercice. Au global cela pose des problèmes de compétition entre les fermes pour les soutiens. Des exercices de simulation mettent cependant en évidence que les aides PAC permettent le maintien des zones d'élevage extensif et notamment des zones agricoles HVN (Renwick *et al.*, 2013).

Risques d'abandon de zones agricoles HVN

En raison de leur faible rentabilité et de leurs caractéristiques les zones HVN semblent présenter un risque d'abandon pour les prochaines décennies. En effet les zones pastorales de faible rendement à gestion extensive sont celles qui présentent le risque le plus élevé. De plus, les scénarios de soutien des habitats semi-naturels des sites Natura 2000 ou de l'agriculture dans les zones HVN suggèrent une poursuite de la tendance à l'abandon (Keenleyside and Tucker, 2010). Le scénario de l'IEEP (IEEP *et al.*, 2010) sur les changements d'usage des terres entre 2000 et 2030 estime que près d'un tiers des pâtures en zone HVN pourraient faire l'objet d'un abandon et qu'une grande partie des terres HVN abandonnées conduiraient à de la forêt. Les résultats de ce scénario permettent de mettre en avant que les pressions d'abandon de terres HVN, à gestion extensive et à forte intensité de travail, semblent rarement liées à une pression pour l'intensification. Ce processus de sélection ayant sans doute déjà eu lieu par le passé comme l'illustre le cas de la France (figure 1.8.13).

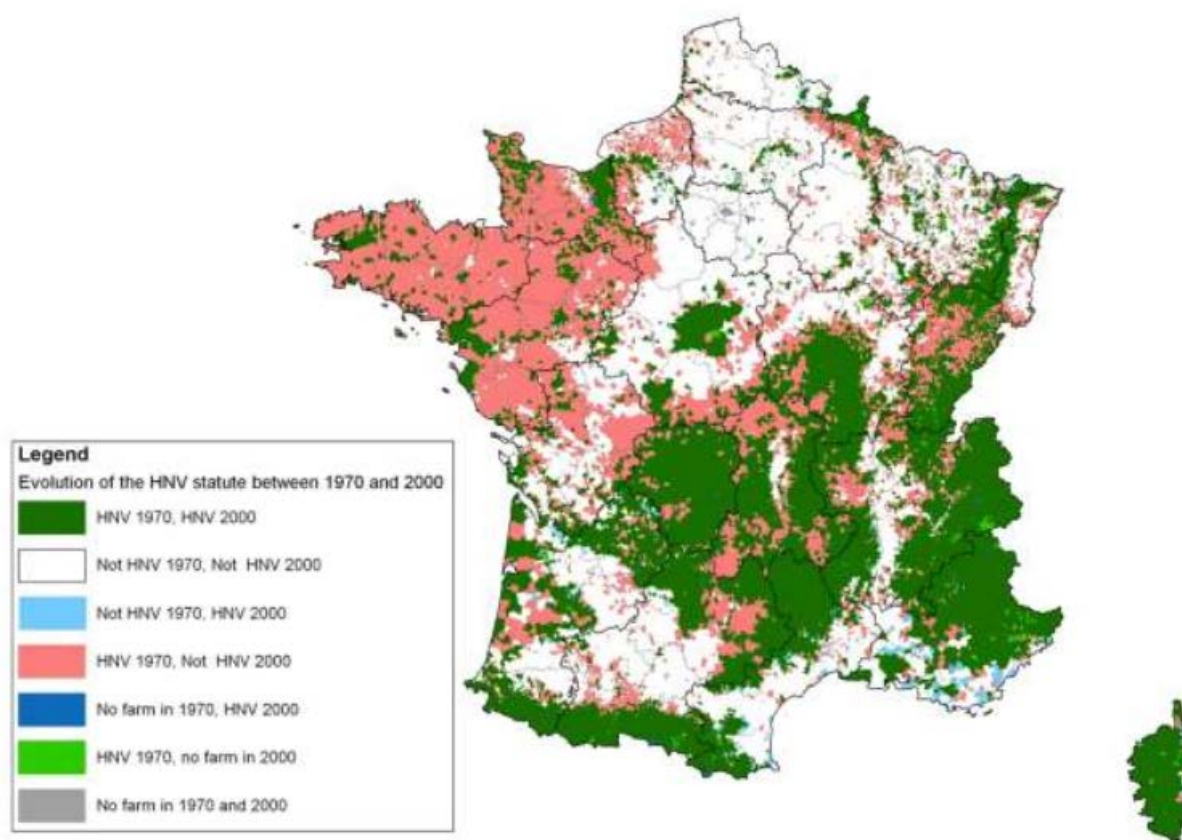


Figure 1.8.13. Evolution des zones HVN entre 1970 et 2000. Les zones en vert sont les zones toujours HVN en 2000 et les zones en rose sont celles qui auraient été classées HVN en 1970 et qui ne l'étaient plus en 2000. Source : (Poux and Pointereau, 2014)

Références bibliographiques

Ademe, 2012. *Les émissions agricoles de particules dans l'air, Etat des lieux et leviers d'action*. Paris: Ademe, 35 p. http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/82370_7416_emissions_agricoles_particules-2.pdf

Alterra, 2011. *Recommendations for establishing Action Programmes under Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources*. Wageningen: Alterra, (ENV.B.1/ETU/2010/0063), 91 p. http://bookshop.europa.eu/fr/recommendations-for-establishing-action-programmes-under-directive-91-676-eeec-concerning-the-protection-of-waters-against-pollution-caused-by-nitrates-from-agricultural-sources-pbKH3013531/downloads/KH-30-13-531-EN-N/KH3013531ENN_002.pdf;pgid=GSPefJMEtXBSR0dT6jbGakZD0000Gx7VWlhA:sid=Hlj8N-ZeSSn8Jb5zYrlikR7UzviRUSdYgg=?FileName=KH3013531ENN_002.pdf&SKU=KH3013531ENN_PDF&CatalogueNumber=KH-30-13-531-EN-N

Andersen, E.; Baldock, D.; Bennett, H.; Beaufoy, G.; Bignal, E.; Brouwer, F.; Elbersen, B.; Eiden, G.; Godeschalk, F.; Jones, G.; McCracken, D.; Nieuwenhuizen, W.; van Eupen, M.; Hennekens, S.; Zervas, G., 2004. *Developing a High Nature Value Farming area indicator. Internal report for the European Environment Agency. IEEP*, 75 p. http://www.ieep.eu/assets/646/Developing_HNV_indicator.pdf

Bellarby, J.; Tirado, R.; Leip, A.; Weiss, F.; Lesschen, J.P.; Smith, P., 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Change Biology*, 19 (1): 3-18. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x>

Bouraoui, F.; Grizzetti, B.; Aloe, A., 2009. *Nutrient Discharge from Rivers to Seas for Year 2000: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability*, 72 p. EUR - Scientific and Technical Research Reports. <http://dx.doi.org/10.2788/38971>

Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*. 1-8. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

de Brogniez, D.; Ballabio, C.; Stevens, A.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; van Wesemael, B., 2015. A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science*, 66 (1): 121-134. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12193>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Garnett, T., 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environmental Science & Policy*, 12 (4): 491-503. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.006>

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2006. *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre: GIEC*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol4.html>

Gugele, B., 2014. *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2013 and inventory report 2014: EEA, Technical Report*, (09/2014). <http://www.eea.europa.eu/publications/european-union-greenhouse-gas-inventory-2015>

Heathwaite, A.L., 2003. Making process-based knowledge useable at the operational level: a framework for modelling diffuse pollution from agricultural land. *Environmental Modelling & Software*, 18 (8–9): 753-760. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S136481520300077X>

Howarth, R.W.; Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51 (1part2): 364-376. http://dx.doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364

IEEP; Alterra; Tucker, G.; Braat, L., 2010. *Reflecting environmental land use needs into EU policy: Preserving and enhancing the environmental benefits of "Land services": Soil sealing, biodiversity corridors, intensification/marginalisation of land use and permanent grassland. Final report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.1/ETU/2008/0030*. Wageningen: Institute for European Environmental Policy; Alterra, 395 p. <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/160020>

Keenleyside, C.; Beaufoy, G.; Tucker, G.; Jones, G., 2014. *High Nature Value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP. Report Prepared for DG Environment*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <http://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/High%20Nature%20Value%20farming.pdf>

Keenleyside, C.; Tucker, G.M., 2010. *Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects. A report for WWF Netherlands IEEP*, 97 p. http://www.ieep.eu/assets/733/Farmland_abandonment_in_the_EU_-_assessment_of_trends_and_prospects_-_FINAL_15-11-2010_.pdf

Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304 (5677): 1623-1627. <http://science.sciencemag.org/content/304/5677/1623.abstract>

Lal, R.; Griffin, M.; Apt, J.; Lave, L.; Morgan, M.G., 2004. Managing Soil Carbon. *Science*, 304 (5669): 393-393. <http://science.sciencemag.org/content/304/5669/393.abstract>

Leip, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Grizzetti, B.; Lassaletta, L.; Reis, S.; Simpson, D.; Sutton, M.A.; De Vries, W.; Weiss, F.; Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10 (11): 14 p. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>

Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K., 2010. *Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) final report*. European Commission, Joint Research Centre, 323 p. <http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/>

Lesschen, J.P.; van den Berg, M.; Westhoek, H.J.; Witzke, H.P.; Oenema, O., 2011. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 16-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.058>

Paracchini, M.L.; Petersen, J.-E.; Hoogeveen, Y.; Bamps, C.; Burfield, I.; van Swaay, C., 2008. *High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <http://dx.doi.org/10.2788/8891>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.A.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021)*, 92 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>

Pointereau, P.; Coulon, F.; Jiguet, F.; Doxa, A.; Paracchini, M.L.; Terres, J.M., 2010. Les systèmes agricoles à haute valeur naturelle en France métropolitaine. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (59): 3-18. <http://www7.inra.fr/dpenv/pdf/PointereauC59.pdf>

Poux, X.; Pointereau, P., 2014. *L'agriculture à « haute valeur naturelle » en France métropolitaine : un indicateur pour le suivi de la biodiversité et l'évaluation de la politique de développement rural*: Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 132 p. Rapport d'étude. <http://agriculture.gouv.fr/ministere/lagriculture-haute-valeur-naturelle-en-france-metropolitaine-un-indicateur-pour-le-suivi>

Renwick, A.; Jansson, T.; Verburg, P.H.; Revoredo-Giha, C.; Britz, W.; Gocht, A.; McCracken, D., 2013. Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy*, 30 (1): 446-457. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026483771200066X>

Smith, P., 2007. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2): 169-178. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>

Smith, V.H., 2009. Eutrophication. In: Likens, G.E., ed. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Elsevier, 61-73. http://globalpnetwork.net/sites/default/files/Smith_2009_eutrophication_review.pdf

Smith, V.H.; Tilman, G.D.; Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100 (1-3): 179-196. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)

Tóth, G.; Jones, A.; Montanarella, L., 2013. *LUCAS Topsoil survey, methodology, data and results*: European Commission, Joint Research Center. http://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR26102EN.pdf

Velthof, G.L.; Hou, Y.; Oenema, O., 2015. Nitrogen excretion factors of livestock in the European Union: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (15): 3004-3014. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.7248>

Weiss, F.; Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 149: 124-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.015>

Withers, P.; Neal, C.; Jarvie, H.; Doody, D., 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability*, 6 (9): 5853. <http://www.mdpi.com/2071-1050/6/9/5853>

ANNEXES AU CHAPITRE 1

Annexe 1.1. Part de l'UE dans le commerce mondial d'ingrédients pour animaux et de produits animaux	182
Annexe 1.2. Bilan ressources-emplois des principaux produits végétaux utilisés en alimentation animale en Union européenne en 2013	183
Annexe 1.3. Part de la consommation animale sur la consommation intérieure de l'UE en 2013.....	184
Annexe 1.4. Consommation de viandes en Union Européenne en 2014	185
Annexe 1.5. Consommation de produits laitiers en Union Européenne en 2013	186
Annexe 1.6. Evolution de la concentration (IHH).....	187
Annexe 1.7. Fabrication d'aliments pour animaux de ferme.....	188
Annexe 1.8. Chiffre d'affaires par entreprise selon la classe de taille	189
Annexe 1.9. Valeur ajoutée par entreprise selon la classe de taille	189
Annexe 1.10. Résultats des régressions entre indicateurs de performance et indicateurs de taille.....	190

Annexe 1.1. Part de l'UE dans le commerce mondial d'ingrédients pour animaux et de produits animaux (2013)- source : INRA d'après BACI)

	commerce mondial	commerce intra UE	Exportations pays tiers	Importations pays tiers	commerce intra UE	Exports pays tiers	Imports pays tiers	Poids du commerce européen
<i>Commerce en quantités</i>	<i>Mt</i>	<i>Mt</i>	<i>Mt</i>	<i>Mt</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>
céréales	374,68	53,62	38,23	17,92	14,3%	10,2%	4,8%	15,0%
graines oléagineuses	135,37	11,13	1,00	18,37	8,2%	0,7%	13,6%	14,3%
tourteaux	90,10	12,92	1,07	25,60	14,3%	1,2%	28,4%	29,6%
produits animaux	69,09	31,44	6,94	1,05	45,5%	10,0%	1,5%	11,6%
produits laitiers	34,08	20,00	3,61	0,30	58,7%	10,6%	0,9%	11,5%
viande bovine	7,98	2,12	0,20	0,22	26,6%	2,6%	2,8%	5,4%
viande ovine et caprine	1,03	0,10	0,02	0,17	9,7%	2,0%	16,5%	18,5%
viande porcine	9,57	4,63	1,69	0,03	48,4%	17,6%	0,3%	18,0%
viande de volaille et œufs	13,92	3,21	1,25	0,30	23,1%	9,0%	2,1%	11,2%
<i>Commerce en valeur</i>	<i>Mrd USD</i>	<i>Mrd USD</i>	<i>Mrd USD</i>	<i>Mrd USD</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>
céréales	122,74	17,67	12,08	5,93	14,4%	9,8%	4,8%	14,7%
graines oléagineuses	76,85	6,71	0,93	10,65	8,7%	1,2%	13,9%	15,1%
tourteaux	39,11	5,56	0,50	11,09	14,2%	1,3%	28,4%	29,6%
produits animaux	194,34	79,57	22,69	5,35	40,9%	11,7%	2,8%	14,4%
produits laitiers	85,49	40,04	13,51	1,13	46,8%	15,8%	1,3%	17,1%
viande bovine	40,65	12,59	0,73	2,13	31,0%	1,8%	5,2%	7,0%
viande ovine et caprine	5,45	0,67	0,09	1,23	12,2%	1,6%	22,5%	24,1%
viande porcine	30,80	15,10	5,67	0,13	49,0%	18,4%	0,4%	18,8%
viande de volaille et œufs	26,67	8,51	2,13	0,66	31,9%	8,0%	2,5%	10,5%

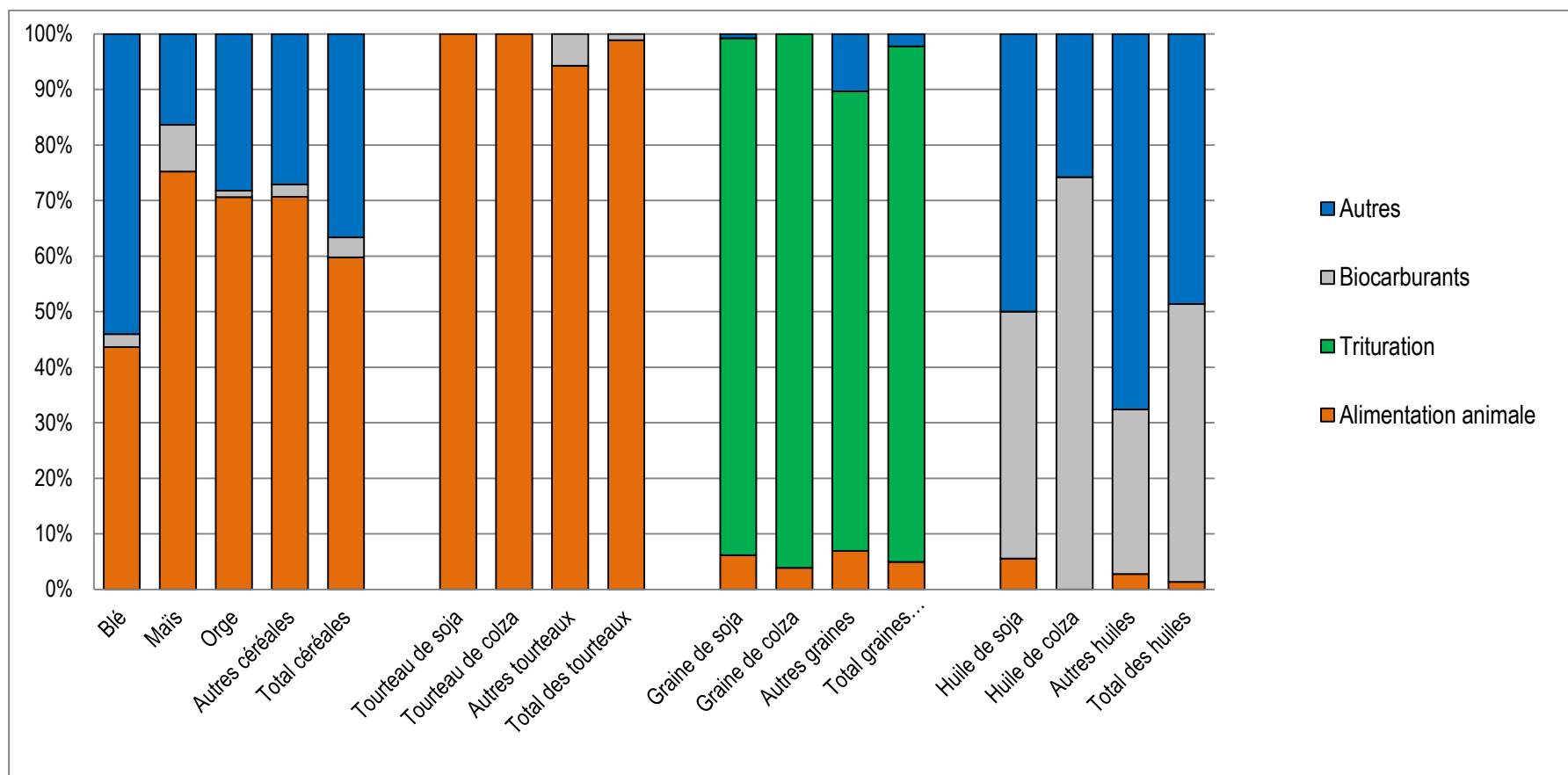
Annexe 1.2. Bilan ressources-emplois des principaux produits végétaux utilisés en alimentation animale en Union européenne en 2013 – source : INRA d'après USDA-FAS⁷⁴

	Production	Imports	Exports	Variation des stocks	Alimentation animale	Trituration	Biocarburants	Autres usages *	Utilisations en Alimentation animale
	Mt	Mt	Mt	Mt	Mt	Mt	Mt	Mt	%
Blé	138,8	6,5	17,0	-4,5	54,0	0,0	2,9	66,9	44%
Maïs grain	63,8	7,0	2,5	-0,5	51,0	0,0	5,7	11,1	75%
Orge	55,3	0,1	3,8	0,0	36,5	0,0	0,6	14,6	71%
Autres céréales	34,6	1,5	0,5	0,2	25,3	0,0	0,8	9,7	71%
Total céréales	292,5	15,1	23,8	-4,8	166,8	0,0	10,0	102,2	60%
Tourteau de soja	9,5	20,8	0,7	-0,2	29,4	0,0	0,0	0,0	100%
Tourteau de colza	12,8	0,3	0,2	0,0	12,8	0,0	0,0	0,0	100%
Autres tourteaux	3,9	6,6	0,1	0,0	9,8	0,0	0,6	0,0	95%
Total des tourteaux	26,2	27,6	1,0	-0,2	51,9	0,0	0,6	0,0	99%
Graine de soja	1,0	12,1	0,1	0,0	0,8	12,1	0,0	0,1	6%
Graine de colza	20,0	3,1	0,1	0,0	0,9	22,2	0,0	0,0	4%
Autres graines	8,3	1,0	0,5	-0,1	0,6	7,2	0,0	0,9	7%
Total graines oléagineuses	29,3	16,2	0,7	-0,1	2,2	41,5	0,0	1,0	5%
Huile de soja	2,2	0,3	0,7	0,0	0,1	0,0	0,8	0,9	3%
Huile de colza	9,2	0,4	0,3	-0,1	0,0	0,0	6,9	2,4	0%
Autres huiles	2,9	8,4	0,4	-0,2	0,3	0,0	3,2	7,3	3%
Total des huiles	14,4	9,1	1,4	-0,3	0,3	0,0	10,9	10,6	2%

*Alimentation humaine, semences, autres usages industriels

⁷⁴USDA-FAS, (s.d.), Production, Supply and Distribution Online. <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/> et USDA-FAS Gain Report, NL4025, 7/3/2014, EU-28 Biofuels Annual

Annexe 1.3. Part de la consommation animale sur la consommation intérieure de l'UE en 2013 – source : Inra d'après USDA-FAS⁷⁵



⁷⁵ <http://www.fas.usda.gov/psdonline/psdhome.aspx>

Annexe 1.4. Consommation de viandes en Union Européenne en 2014 (source : (FranceAgrimer, 2015) pour les viandes, FAOSTAT pour les produits halieutiques)

Produit	viande bovine		viande ovine		viande de porc		viande de volailles		Produits halieutiques	
Année statistique	2014		2014		2014		2014		2011	
Unité	1000 tec	%	1000 tec	%	1000 tec	%	1000 tec	%	1000 tpv	%
Belgique-Lux.	193	3%	9	1%	417	2%	265	2%	291	3%
Danemark	120	2%	6	1%	341	2%	83	1%	128	1%
France	1 541	22%	200	21%	2 141	11%	1 747	14%	2 188	19%
Allemagne	1 087	15%	69	7%	4 118	20%	1 634	13%	1 140	10%
Irlande	107	2%	16	2%	145	1%	140	1%	104	1%
Italie	978	14%	55	6%	2 379	12%	1 142	9%	1 514	13%
Pays-Bas	284	4%	23	2%	653	3%	385	3%	394	3%
Pologne	121	2%	2	0%	1 896	9%	924	7%	464	4%
Espagne	360	5%	83	9%	2 352	12%	1 486	12%	1 979	17%
Royaume-Uni	1 112	16%	284	30%	1 593	8%	2 195	18%	1 197	10%
Top 10	5 904	83%	746	79%	16 035	80%	10 001	80%	9 399	81%
Autriche	122	2%	10	1%	419	2%	180	1%	112	1%
Finlande	99	1%	3	0%	189	1%	120	1%	192	2%
Grèce	156	2%	86	9%	307	2%	248	2%	219	2%
Portugal	173	2%	21	2%	437	2%	357	3%	600	5%
Suède	225	3%	9	1%	343	2%	218	2%	293	3%
Autres UE 15	775	11%	130	14%	1 695	8%	1 123	9%	1 416	12%
Bulgarie	25	0%	38	4%	201	1%	164	1%	48	0%
Croatie	47	1%		0%	198	1%	77	1%	85	1%
Chypre	7	0%	4	0%	52	0%	36	0%	26	0%
République tchèque	88	1%	3	0%	449	2%	217	2%	100	1%
Estonie	9	0%		0%	43	0%	29	0%	20	0%
Hongrie	24	0%	3	0%	386	2%	245	2%	53	0%
Lettonie	12	0%	0	0%	70	0%	40	0%	57	0%
Lituanie	11	0%		0%	154	1%	74	1%	133	1%
Malte	10	0%	1	0%	19	0%	12	0%	13	0%
Roumanie	111	2%	15	2%	611	3%	381	3%	123	1%
Slovaquie	19	0%	0	0%	132	1%	77	1%	44	0%
Slovénie	36	1%	0	0%	63	0%	53	0%	23	0%
Autres NEM 13	399	6%	65	7%	2 379	12%	1 405	11%	723	6%
UE 28	7 078	100%	941	100%	20 109	100%	12 529	100%	11 539	100%

N.B. tec : tonnes équivalent carcasse ; tpv : tonnes de poids vif

Annexe 1.5. Consommation de produits laitiers en Union Européenne en 2013 (source: (CNIEL, 2015) pour les produits laitiers, FAOSTAT pour les œufs)

	Equivalent lait total		Laits liquides		Matière grasse laitière		Fromages		Œufs	
	2013		2013		2013		2013		2011	
	1000 t	%	1000 t	%	1000 t	%	1000 t	%	1000 t	%
Allemagne	30 398	21,6%	4 334	13,4%	500	26,6%	1 958	22,5%	1 025	17,0%
Belgique-Lux.	2 402	1,7%	570	1,8%	29	1,5%	180	2,1%	157	2,6%
Danemark	1 430	1,0%	497	1,5%	10	0,5%	92	1,1%	85	1,4%
Espagne	7 793	5,5%	3 884	12,0%	23	1,2%	441	5,1%	647	10,7%
France	27 276	19,4%	3 448	10,7%	504	26,9%	1 654	19,0%	792	13,1%
Irlande	1 159	0,8%	665	2,1%	11	0,6%	32	0,4%	42	0,7%
Italie	15 898	11,3%	3 216	10,0%	143	7,6%	1 237	14,2%	697	11,6%
Pays-Bas	4 340	3,1%	824	2,6%	50	2,7%	313	3,6%	262	4,3%
Pologne	8 503	6,1%	1 630	5,1%	158	8,4%	440	5,1%	366	6,1%
Royaume-Uni	17 097	12,2%	6 741	20,9%	211	11,2%	742	8,5%	666	11,0%
Top 10	116 298	82,8%	25 807	80,1%	1 641	87,3%	7 090	81,4%	4 739	78,6%
		0,0%		0,0%		0,0%		0,0%		
Autriche	2 941	2,1%	651	2,0%	45	2,4%	169	1,9%	115	1,9%
Finlande	2 198	1,6%	717	2,2%	20	1,1%	135	1,5%	48	0,8%
Grèce	2 695	1,9%	558	1,7%	8	0,4%	255	2,9%	100	1,7%
Portugal	1 988	1,4%	823	2,6%	18	0,9%	100	1,2%	97	1,6%
Suède	2 821	2,0%	888	2,8%	21	1,1%	191	2,2%	117	1,9%
Autres UE 15	12 642	9,0%	3 637	11,3%	112	6,0%	850	9,8%	477	7,9%
Bulgarie	1 210	0,9%	150	0,5%	7	0,3%	119	1,4%	60	1,0%
Chypre	346	0,2%	115	0,4%	2	0,1%	24	0,3%	9	0,1%
Croatie	701	0,5%	272	0,8%	4	0,2%	44	0,5%	41	0,7%
Estonie	425	0,3%	155	0,5%	2	0,1%	29	0,3%	15	0,2%
Hongrie	1 560	1,1%	501	1,6%	10	0,5%	109	1,3%	131	2,2%
Lettonie	563	0,4%	191	0,6%	6	0,3%	32	0,4%	29	0,5%
Lituanie	736	0,5%	95	0,3%	8	0,4%	60	0,7%	41	0,7%
Malte	105	0,1%	28	0,1%	0	0,0%	9	0,1%	4	0,1%
République tchèque	3 063	2,2%	627	1,9%	52	2,8%	169	1,9%	137	2,3%
Roumanie	1 230	0,9%	240	0,7%	14	0,7%	89	1,0%	263	4,4%
Slovaquie	1 109	0,8%	261	0,8%	17	0,9%	61	0,7%	67	1,1%
Slovénie	457	0,3%	152	0,5%	4	0,2%	29	0,3%	20	0,3%
Autres NEM 13	11 506	8,2%	2 786	8,6%	126	6,7%	773	8,9%	816	13,5%
UE 28	140 446	100,0%	32 231	100,0%	1 878	100,0%	8 712	100,0%	6 032	100%

Annexe 1.6. Evolution de la concentration (IHH)

Pays	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012
BE	2050	1988	2115	2062	1992	1998	2021
DE	1368	1323	1307	1531	1532	1722	1690
DK	2501	2271	2165	2295	2227	2258	2208
ES	1307	1185	1308	1415	1573	1460	1634
FR	1688	1593	1543	1537	1367	1381	1424
IE	2874	2436	2715	2425	2451	2295	2355
IT	1397	1334	1298	1221	1189	1192	1171
NL	3482	3200	2973	2893	2348	2044	2478
PO	753	829	825	926	1228	1353	1578
UK	1616	1574	1902	1589	1566	2037	1899

Source : Planet Retail. L'IHH est calculé comme la somme des parts de marché au carré calculées sur la base du CA des groupes de distribution dans un pays donné

Annexe 1.7. Fabrication d'aliments pour animaux de ferme (CA, VA, CT, EBE en millions d'euros)

Pays	CA	Nb	CA /N	EFF	CA/ EFF	VA	VA /CA	EBE	EBE /CA	CT	CT/ EFF	CS /CT
BE	3976	131	30,28	2776	1,43	283	0,07	110	0,03	128	0,05	0,43
DE	7619	337	22,59	8868	0,86	739	0,10	342	0,04	329	0,04	0,21
DK	nc	42	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
ES	9340	690	13,53	10941	0,85	818	0,09	422	0,05	308	0,03	0,31
FR	9671	380	25,45	11352	0,85	808	0,08	215	0,02	416	0,04	0,40
IE	1126	60	18,76	1339	0,84	168	0,15	110	0,10	51	0,04	0,13
IT	4841	446	10,85	4886	0,99	490	0,10	236	0,05	180	0,04	0,29
NL	nc	116	nc	5153	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	0,24
PO	3313	271	12,24	7629	0,43	341	0,10	220	0,07	100	0,01	0,23
UK	5898	254	23,22	8020	0,74	742	0,13	413	0,07	280	0,03	0,11
UE28	62971	4039	15,59	nc	nc	6048	0,10	2893	0,05	2468	nc	nc

Annexe 1.8. Chiffre d'affaires par entreprise selon la classe de taille (en millions d'euros par entreprise)

Pays	CA/N	Classes de taille				
		0-9	10-19	20-49	50-249	GE250
Industrie des viandes						
BE	8,425	0,724	9,798	12,783	62,228	194,447
DE	4,399	0,344	0,941	6,282	33,301	235,202
DK	42,896	0,426	1,125	8,246	29,515	469,629
ES	6,025	0,556	2,331	8,401	32,166	222,230
FR	4,664	0,441	3,206	8,543	35,138	300,382
IE	41,676	2,922	2,467	10,075	57,377	182,071
IT	6,579	0,676	3,899	13,013	46,452	365,896
NL	17,745	0,756	9,027	38,136	95,380	369,594
PO	5,430	0,204	1,808	3,873	13,003	85,553
UK	19,599	0,720	2,796	7,490	37,482	237,792
Industrie des produits laitiers						
BE	11,974	0,741	8,761	20,729	112,376	285,788
DE	53,531	1,068	6,015	35,156	95,844	491,846
DK	nc	1,496	1,148	9,378	38,433	nc
ES	6,393	0,355	4,072	8,582	52,519	318,138
FR	23,185	1,534	5,535	20,894	66,000	362,799
IE	70,675	nc	2,963	17,280	77,361	nc
IT	5,343	0,750	5,163	11,326	54,252	378,075
NL	33,416	0,731	15,988	22,967	96,085	1026,636
PO	12,416	0,205	2,086	4,412	19,310	122,433
UK	19,201	0,536	1,858	9,008	48,769	540,290

Annexe 1.9. Valeur ajoutée par entreprise selon la classe de taille (en millions d'euros par entreprise)

Pays	VA/N	Classes de taille				
		0-9	10-19	20-49	50-249	GE250
Industrie des viandes						
BE	1,025	0,089	0,696	1,805	5,906	34,053
DE	0,560	0,089	0,311	1,039	3,842	20,518
DK	7,073	0,041	0,224	1,346	5,355	76,692
ES	0,972	0,118	0,455	1,450	3,930	38,833
FR	0,715	0,113	0,712	1,460	4,696	41,372
IE	5,066	0,700	0,683	1,360	5,646	24,357
IT	0,779	0,092	0,553	1,479	4,908	44,515
NL	1,540	0,102	1,173	3,134	8,164	29,800
PO	0,695	0,033	0,193	0,403	1,574	11,630
UK	3,382	0,158	0,596	1,906	6,541	38,646
Industrie des produits laitiers						
BE	1,452	0,059	1,200	0,481	9,700	44,888
DE	5,560	0,116	0,587	1,767	7,597	56,562
DK	nc	0,186	0,235	1,022	7,575	nc
ES	1,065	0,081	0,675	1,422	6,883	57,572
FR	3,234	0,471	0,845	1,887	8,016	51,166
IE	5,913	nc	1,150	1,320	6,183	nc
IT	0,778	0,098	0,594	1,626	7,254	68,354
NL	4,025	0,182	0,888	3,729	11,404	121,050
PO	1,553	0,032	0,293	0,556	2,410	15,232
UK	3,473	0,092	0,433	1,616	7,091	103,779

Annexe 1.10. Résultats des régressions entre indicateurs de performance et indicateurs de taille

	Conso. inter. / PAT (%)	PAT / M.O. totale (1000 €/UTA)	PAT / SAU (1000 €/ha)	EBE / M.O. non sal. (1000 €/UTA)	Coût du cap. / EBE (%)	Dettes / PAT (%)	Aides / PAT (%)
constante	-1,159 (0,001)***	0,578 (0,002)***	0,584 (0,002)***	-0,253 (0,003)***	-2,161 (0,004)***	-9,895 (0,021)***	-1,438 (0,004)***
SAU (hectares)	-0,071 (0,000)***	0,061 (0,001)***	-0,942 (0,001)***	0,179 (0,001)***	-0,092 (0,001)***	1,224 (0,006)***	0,443 (0,001)***
Cheptel (UGB)	0,228 (0,000)***	0,688 (0,001)***	0,691 (0,001)***	0,407 (0,001)***	-0,408 (0,001)***	-1,762 (0,007)***	-0,366 (0,001)***
Capital d'exploitation (1 000 €)	-0,013 (0,000)***	0,228 (0,001)***	0,227 (0,001)***	0,297 (0,001)***	0,715 (0,001)***	2,256 (0,007)***	-0,106 (0,001)***
Main d'œuvre (UTA totales)	-0,101 (0,001)***	-0,827 (0,001)***	0,172 (0,001)***	-0,395 (0,001)***	-0,375 (0,002)***	-0,551 (0,011)***	-0,335 (0,002)***
Bovins viande	0,090 (0,001)***	-0,191 (0,002)***	-0,191 (0,002)***	-0,269 (0,002)***	0,147 (0,003)***	0,043 (0,017)**	0,105 (0,003)***
Ovins-caprins	-0,102 (0,001)***	-0,192 (0,002)***	-0,192 (0,002)***	-0,186 (0,002)***	-0,499 (0,003)***	-3,075 (0,019)***	-0,396 (0,003)***
Granivores	0,075 (0,002)***	0,377 (0,002)***	0,378 (0,002)***	0,386 (0,003)***	0,586 (0,005)***	6,833 (0,025)***	1,016 (0,004)***
Mixtes	0,164 (0,001)***	0,397 (0,001)***	0,415 (0,001)***	0,121 (0,002)***	0,236 (0,002)***	0,514 (0,013)***	-0,673 (0,002)***
SAU x Bovins viande	0,019 (0,001)***	-0,028 (0,001)***	-0,026 (0,001)***	-0,062 (0,001)***	-0,084 (0,002)***	-0,751 (0,009)***	-0,018 (0,001)***
SAU x Ovins-caprins	0,006 (0,001)***	0,004 (0,001)***	0,006 (0,001)***	-0,020 (0,001)***	-0,139 (0,001)***	-1,531 (0,008)***	0,038 (0,001)***
SAU x Granivores	0,049 (0,000)***	0,051 (0,001)***	0,054 (0,001)***	0,003 (0,001)***	-0,074 (0,001)***	-1,162 (0,008)***	0,243 (0,001)***
SAU x Mixtes	0,001 (0,001)	0,133 (0,001)***	0,129 (0,001)***	0,197 (0,001)***	-0,308 (0,001)***	-0,718 (0,007)***	0,043 (0,001)***
Cheptel x Bovins viande	-0,043 (0,001)***	-0,113 (0,001)***	-0,114 (0,001)***	-0,052 (0,001)***	0,079 (0,002)***	1,380 (0,009)***	0,224 (0,002)***
Cheptel x Ovins-caprins	-0,060 (0,001)***	-0,111 (0,001)***	-0,113 (0,001)***	0,035 (0,001)***	0,012 (0,002)***	1,635 (0,010)***	0,095 (0,002)***
Cheptel x Granivores	-0,129 (0,001)***	-0,203 (0,001)***	-0,205 (0,001)***	-0,021 (0,001)***	0,209 (0,002)***	1,533 (0,010)***	-0,495 (0,002)***
Cheptel x Mixtes	-0,128 (0,001)***	-0,161 (0,001)***	-0,147 (0,001)***	-0,112 (0,001)***	0,320 (0,002)***	1,452 (0,009)***	-0,022 (0,001)***
Capital d'ex. x Bovins viande	0,007 (0,001)***	0,093 (0,001)***	0,092 (0,001)***	0,102 (0,001)***	0,039 (0,001)***	-0,476 (0,008)***	-0,093 (0,001)***
Capital d'ex. x Ovins-caprins	0,094 (0,001)***	0,075 (0,001)***	0,074 (0,001)***	-0,025 (0,001)***	0,347 (0,001)***	1,116 (0,008)***	0,015 (0,001)***
Capital d'ex. x Granivores	0,057 (0,001)***	0,047 (0,001)***	0,047 (0,001)***	-0,087 (0,001)***	-0,236 (0,002)***	-1,458 (0,010)***	0,038 (0,002)***
Capital d'ex. x Mixtes	0,069 (0,000)***	-0,052 (0,001)***	-0,064 (0,001)***	-0,093 (0,001)***	-0,043 (0,001)***	-0,597 (0,008)***	0,086 (0,001)***
Main d'œuvre x Bovins viande	-0,077 (0,001)***	0,018 (0,001)***	0,021 (0,001)***	-0,144 (0,002)***	-0,208 (0,003)***	-0,383 (0,017)***	-0,105 (0,003)***
Main d'œuvre x Ovins-caprins	-0,282 (0,001)***	-0,005 (0,002)***	-0,002 (0,002)	-0,045 (0,002)***	-1,095 (0,003)***	-5,117 (0,017)***	0,166 (0,003)***
Main d'œuvre x Granivores	0,026 (0,001)***	0,133 (0,002)***	0,134 (0,002)***	0,254 (0,002)***	0,249 (0,003)***	-1,416 (0,017)***	0,124 (0,003)***
Main d'œuvre x Mixtes	-0,014 (0,001)***	0,075 (0,001)***	0,097 (0,001)***	0,116 (0,002)***	0,098 (0,002)***	-1,047 (0,013)***	0,061 (0,002)***
Belgique	-0,048 (0,001)***	0,025 (0,001)***	0,030 (0,001)***	0,097 (0,002)***	-0,405 (0,002)***	0,123 (0,012)***	0,097 (0,002)***
Danemark	-0,013 (0,001)***	0,309 (0,001)***	0,311 (0,001)***	0,660 (0,002)***	-0,067 (0,003)***	0,503 (0,016)***	-0,163 (0,003)***
Allemagne	0,083 (0,000)***	0,189 (0,001)***	0,190 (0,001)***	0,235 (0,001)***	-0,165 (0,001)***	0,085 (0,006)***	-0,077 (0,001)***
Irlande	-0,042 (0,001)***	-0,212 (0,001)***	-0,211 (0,001)***	0,008 (0,001)***	-0,549 (0,001)***	-0,150 (0,008)***	0,220 (0,001)***
Italie	-0,214 (0,000)***	0,113 (0,001)***	0,115 (0,001)***	0,510 (0,001)***	-0,977 (0,001)***	-4,973 (0,007)***	-0,237 (0,001)***
Pays-Bas	-0,078 (0,001)***	0,253 (0,001)***	0,257 (0,001)***	0,419 (0,001)***	-0,390 (0,002)***	0,406 (0,011)***	-0,091 (0,002)***
Pologne	0,157 (0,001)***	-0,344 (0,001)***	-0,342 (0,001)***	-0,324 (0,001)***	-0,370 (0,002)***	1,025 (0,008)***	0,156 (0,001)***
Espagne	0,037 (0,000)***	-0,169 (0,001)***	-0,170 (0,001)***	-0,021 (0,001)***	-1,091 (0,001)***	-0,497 (0,007)***	-0,248 (0,001)***
Royaume-Uni	0,054 (0,001)***	-0,063 (0,001)***	-0,063 (0,001)***	-0,069 (0,001)***	0,129 (0,002)***	-0,043 (0,008)***	-0,186 (0,001)***
Régions x OTEX	448	448	448	448	448	448	448
Observations (Régions)	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250	2 576 250
R ² ajusté	0,70	0,98	0,95	0,96	0,76	0,74	0,81

Note : variables de taille et indicateurs de performance en Log ; seuls les effets fixes des États Membres du « top-10 » sont présentés ; *** : significatif au seuil de 1%.

Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO, Rennes

Chapitre 2

Cadre conceptuel pour examiner les rôles, impacts et services de l'élevage et des produits animaux

Auteurs :

Michel Duru (coord.), Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier

Sommaire

2.1. Introduction	192
2.2. Concepts et représentations pour décrire et expliquer les impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus de l'élevage	195
2.3. Concepts et représentations pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage et des produits associés	211
2.4. Conclusion	224

Chapitre 2. Cadre conceptuel pour examiner les rôles, impacts et services de l'élevage et des produits animaux

Préambule

Pour répondre à la demande d'expertise, nous nous sommes interrogés sur les différentes manières dont les travaux scientifiques représentent les rôles, impacts et services issus des élevages et de leurs produits. De nombreux cadres conceptuels ont été développés pour appréhender les systèmes agricoles, alimentaires et écologiques : ils privilégient différentes visions et logiques d'action. Notre souci était d'en tirer les éléments susceptibles de répondre aux objectifs fixés par la demande d'expertise pour construire un cadre d'analyse commun à l'ensemble de l'expertise et qui nous permette de circuler entre les différents systèmes d'élevage, territoires et échelles afin de les comparer.

En introduction, nous synthétisons les domaines étudiés : environnement, économique, social, en distinguant les impacts positifs (services) et négatifs (nuisances). Nous montrerons tout particulièrement le caractère ambivalent de l'élevage dans chacun de ces domaines selon les modes d'élevage, leur insertion dans les territoires et les systèmes alimentaires.

Dans une première partie, nous balayons un panorama des cadres conceptuels appréhendant la durabilité des élevages et des produits animaux associés. Nous en proposons une adaptation simplifiée et opérationnelle pour décrire une diversité de cas d'étude. Elle consiste en un polygone dont les côtés appréhendent les effets des systèmes investigués sur 5 dimensions : 1) les écosystèmes et le climat ; 2) la société ; 3) le marché et la consommation ; 4) l'emploi et les métiers ; 5) et les intrants en tant qu'effets délocalisés dus à la circulation des matières.

Dans une deuxième partie, nous proposons une grille d'analyse structurée pour caractériser la diversité des élevages. La typologie des élevages est basée sur leur façon de produire et leur insertion dans les systèmes alimentaires et les territoires. Elle est complétée par une analyse de la coexistence des élevages dans un territoire. Ces connaissances seront mobilisées pour caractériser et comparer les cas d'étude.

2.1. Introduction

L'analyse des effets positifs ou négatifs de l'élevage (c'est-à-dire les impacts et/ou services) et des produits animaux est une tâche complexe pour plusieurs raisons.

Ces effets sont multi domaines (tableau 1) : environnement, social et économique, nutrition-santé humaine. Ils sont eux-mêmes subdivisés en sous domaines.

La reconnaissance de l'importance des impacts environnementaux de l'élevage a émergé il y a une trentaine d'années : émissions dans le sol, l'eau (nitrate) puis l'atmosphère (méthane). De nombreuses études, la plupart basées sur des analyses de cycles de vie, ont quantifié les impacts de l'élevage sur les émissions de gaz à effet de serre (GES), l'eutrophisation des eaux, l'acidification des océans, la perte de biodiversité et les changements d'utilisation des terres. L'environnement couvre à la fois :

- Les flux de matières et d'énergie : (i) valorisation d'aliments cellulosiques et de coproduits vs concurrence pour la production d'autres biens alimentaires moins gourmands en ressources ; (ii) contribution au cycle des nutriments vs pollutions azote, phosphore et résidus métalliques ou médicamenteux ;
- Le changement climatique : émissions de GES et stockage du carbone ;
- L'usage des terres : maintien vs érosion de la biodiversité ; entretien vs dégradation des habitats (par exemple déforestation)

Le volet socioéconomique couvre : (i) la création de richesse et emplois ; (ii) le patrimoine gastronomique et paysager ; les coproduits ; (iii) les changements de valeurs ;

La santé humaine considère la fourniture de denrées diversifiées et de haute qualité vs produits déséquilibrés, par exemple dans leur composition en acides gras.

Ces effets sont multi niveaux et en cascade. Plusieurs recherches ont pointé l'importance des flux d'azote liés à l'élevage (Peyraud *et al.*, 2012). Dès 2008, Galloway *et al.* montrent que le cycle mondial de l'azote se transforme à un rythme record, reflétant une utilisation accrue de combustibles fossiles, une demande croissante pour l'azote dans l'agriculture, et des inefficacités omniprésentes dans son utilisation. Une part importante de l'azote d'origine anthropique est perdue dans l'air et l'eau, et peut ainsi provoquer en cascade des problèmes d'environnement et de santé humaine (Galloway *et al.*, 2008). Une grande partie de ces flux d'azote provient des exportations/importations de soja comme aliment du bétail, en lien avec la déforestation (Lassaletta *et al.*, 2014). En outre, ces flux (excès, pertes) sont très mal répartis entre régions du monde (Galloway *et al.*, 2008), entre régions ou territoires en France (Billen *et al.*, 2014), mais aussi entre formes d'élevage. Ces effets cascades ont aussi été pointés quant à leur déterminant socioéconomique (mondialisation) et impacts (par exemple transfert de résidus d'herbicides dans les tourteaux de soja (Cuhra *et al.*, 2016)). Le monde est clairement divisé en un petit nombre de pays exportateurs qui alimentent un grand nombre de pays importateurs. Les flux internationaux entre ces régions se sont intensifiés. Ils sont expliqués non seulement par une augmentation de la population, mais aussi par l'augmentation de la part de protéines animales dans l'alimentation de certains pays (Guyomard *et al.*, 2012).

Ces effets résultent de multiples interactions. Ils sont en outre très dépendants du type de productions animales (ruminants, monogastriques) ainsi que des modes d'élevage (Nijdam *et al.*, 2012). Ces effets évoluent souvent au cours du temps. De nombreux problèmes environnementaux (comme la perte de la fertilité des sols, la délocalisation des problèmes de pollution aquatique et atmosphérique, l'augmentation de la déforestation) proviennent du découplage principalement de l'azote et du carbone dans le processus de production, et du fait que dans de nombreuses régions le marché n'encourage pas une plus grande utilisation des ressources naturelles locales (Billen *et al.*, 2014). Cette évolution a été concomitante de l'abandon de la polyculture élevage, ainsi que de la forte réduction des légumineuses dans les assolements et dans l'alimentation du bétail, qui permettaient l'un et l'autre de coupler les flux de carbone et d'azote, et ainsi de réduire les émissions (Lemaire *et al.*, 2014). Enfin, les impacts et/ou services associés à l'élevage et aux produits animaux font l'objet de nombreuses controverses (Delanoue *et al.*, 2015), pour partie du fait des difficultés présentées ci-dessus.

L'évaluation environnementale de l'élevage est maintenant régulièrement associée aux réflexions sur la sécurité alimentaire mondiale. Cette relation met en exergue le poids de l'alimentation animale dans la production et dans l'utilisation des ressources végétales entre animaux et humains. C'est pourquoi la question des « intrants » ou des « systèmes d'alimentation animale durables » apparaissent déterminants dans l'évaluation de l'empreinte de l'élevage. Certains auteurs y voient une clé pour analyser la situation au-delà des dimensions usuelles de l'élevage, pour y intégrer les bénéfices sociaux incluant la santé humaine et l'acceptabilité des modes d'élevage, ainsi que la sécurité alimentaire (Figure 2.1 : (Makkar and Ankers, 2014))

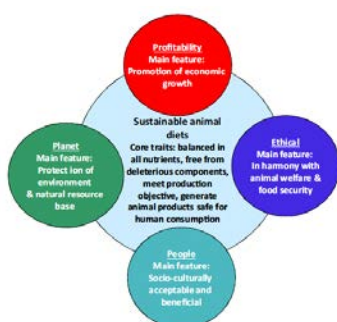


Figure 2.1. Cadre conceptuel des régimes alimentaires durables

Janzen a bien résumé le défi méthodologique en insistant sur la nécessité de prendre en compte la dimension systémique de l'élevage, le temps long compte tenu d'effets différés, ainsi que la dimension humaine, mais aussi le caractère situé des pratiques (penser le système dans son cadre local) (Janzen, 2011). C'est pourquoi il est nécessaire de caractériser l'élevage à une échelle spatiale suffisamment fine pour identifier les différentes formes d'élevage ou bien d'être à même d'en caractériser la diversité au sein d'un territoire donné. Néanmoins, il n'existe pas à notre connaissance de cadre conceptuel permettant d'aborder la complexité telle que décrite ci-dessus. Ceux disponibles privilégient une ou deux dimensions et échelles, ou bien examinent la diversité mais à une échelle ou pour une dimension donnée. Ils ne permettent pas de prendre en compte l'ensemble des enjeux identifiés, si bien que la caractérisation de l'élevage et des produits animaux est souvent partielle.

Domaines		Critères	Indicateurs d'impacts *	
			Impacts positifs	Impacts négatifs
Environnement	Flux de matières et d'énergie	Nutriments (matière et énergie)	Valorisation des surfaces toujours en herbe et des coproduits ; production de biogaz	Consommation d'intrants, pressions locales et exportées sur les milieux
		Cycles biogéochimiques	Fertilité des sols, qualité de l'eau	Gaspillage de ressources et transferts de pollution
	Changement climatique		Stockage du carbone	Emissions de GES ; déstockage du carbone
	Usage des terres	Biodiversité	Richesse spécifique dans les prairies, parcours et haies	Faible biodiversité domestique ; perte et sélection de la biodiversité sauvage
		Habitats et milieux	Maintien des prairies et du bocage ; alpages et parcours méditerranéens	Intensification ; conflits avec la flore et la faune sauvage
Socio-économique		Production et emplois	Création de richesse et d'emplois ; compétences professionnelles notamment bouchères, charcutières et fromagères	Chute du nombre d'éleveurs, conditions difficiles de travail et niveaux de rémunération dans la filière
		Valeurs, patrimoine	Gastronomie, savoir-faire, paysages, tourisme...	Mise en cause des systèmes intensifs, souffrance animale
Santé humaine et animale		Composition nutritionnelle et consommation	Protéines animales de qualité (acides aminés essentiels), vitamine A, oligoéléments, oméga-3	Teneurs excessives en acides gras saturés et en oméga-6
			Denrées diversifiées	Excès de consommation de viande
		Santé animale	Favorisée par la robustesse des animaux et le bien-être animal	Antibiorésistance, contamination médicamenteuse et biocides du fait de la présence de résidus dans le sol et les produits animaux
				Zoonoses, coût en santé humaine et animale
				Pertes en production

* les impacts positifs et négatifs ne sont pas génériques ; ils dépendent beaucoup des formes d'élevage, c'est-à-dire de la manière dont les animaux sont élevés, nourris, soignés et abattus.

Tableau 2.1. Effets positifs et négatifs de l'élevage par domaine

2.2. Concepts et représentations pour décrire et expliquer les impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus de l'élevage

Dans cette section, nous ferons un rapide panorama de différentes approches de l'élevage et de leurs représentations graphiques. Toutes systémiques, elles mettent en valeur différentes visions de l'agriculture et de son évaluation : 1) l'étude des flux de matières met en exergue les outputs et la valeur des flux ; 2) La multifonctionnalité et les services écosystémiques insistent ainsi sur la pluralité des rôles et des impacts ; 3) les approches sociotechniques ou socio-écologiques placent le jeu des acteurs au cœur des études, et elles ont en outre une ambition intégratrice, à l'échelle d'une filière et/ou d'un territoire.

2.2.1. Analyse de la littérature

2.2.1.1. Appréhender l'efficacité environnementale à travers les flux à l'échelle d'un territoire

Le métabolisme territorial décrit les interactions entre un territoire et son environnement en quantifiant de façon systémique les flux entrants et sortants, c'est-à-dire la manière dont les territoires mobilisent, consomment et transforment les ressources de la biosphère, l'énergie et les matières. En reliant les processus naturels de la biosphère aux caractéristiques sociales et techniques d'un territoire, on peut faire un diagnostic « matière » traduisible en termes de valeurs, pertes et gaspillages et pollutions, ce que recouvre le concept d'écologie territoriale.

Cette approche (Kennedy *et al.*, 2011) a d'abord été utilisée pour caractériser les consommations des zones urbaines en ressources et énergie, soit directement ou indirectement par les biens matériels et services qu'elles importent ou exportent (voir par exemple le métabolisme de Bruxelles au début des années 1970, (Duvigneaud and Denayer-De Smet, 1977)). Proche de la cascade, cette représentation est utilisée par les biogéochimistes spécialistes de l'azote. Elle permet d'intégrer les effets des délocalisations amont et aval de ressources et l'émission de déchets vers l'atmosphère, l'eau et les sols qui conduisent à des impacts multiples sur la biosphère. Le métabolisme territorial vise généralement à identifier les processus impliqués de manière à mieux caractériser les aspects qui peuvent réduire les pressions environnementales. Le métabolisme territorial s'inscrit dans une approche d'écologie de terrain. Par exemple, dans « L'essai sur l'écologie territoriale », Bonaudo *et al.*, représentent les flux d'azote entre régions agricoles françaises sous forme de denrées alimentaires (pour l'homme et les animaux). Il est ainsi possible de montrer le degré de spécialisation agricole des régions, soit vers la céréaliculture (bassin parisien, bassin aquitain), soit vers l'élevage (Grand Ouest) et l'importance des échanges nationaux et internationaux impliquant ces régions (Bonaudo *et al.*, 2015).

Ces représentations sont également souvent utilisées pour comparer différentes périodes. Ainsi dans « L'essai d'écologie territoriale, l'exemple d'Aussois en Savoie », les auteurs consacrent un chapitre au système agro-alimentaire de cette région française frontalière de montagne qui est passée d'une agriculture agropastorale vivrière (1925-1960) à un système pastoral spécialisé (1965-2013) valorisant l'essentiel des produits sous labels : fromage de Beaufort surtout et dans une plus faible mesure « Agneaux de Sisteron ». Les flux de matières sont approchés par les flux d'azote. La comparaison des flux montre l'importance des changements sur une période courte (50 ans). D'un système autonome en azote, on est passé à un système ouvert et beaucoup plus dépendant du fait d'un découplage des cycles biogéochimiques. Cela s'est traduit par des flux monétaires beaucoup plus importants (marchés, subventions, crédits) qui conditionnent dorénavant les flux de matière. Les auteurs analysent cette dépendance comme une externalisation des risques et une fragilité du système local face aux chocs extérieurs et à l'endettement (même si elle reste faible dans le cas de l'Aussois). L'activité pastorale en permettant le maintien de paysages ouverts participe à la vitalité touristique du territoire. La certification des produits est essentielle en garantissant une stabilité des prix.

Les représentations métaboliques des flux de matières (émissions dans l'air et l'eau, besoin en intrants) permettent aussi de comparer différents scénarios d'utilisation des terres comme dans le rapport de Westhoek *et al.*, où les auteurs comparent les flux protéiques dans l'UE 27 en 2004 et une modélisation avec une baisse de la consommation en viande de 50%. C'est ce que montre les deux figures ci-dessous (Westhoek *et al.*, 2015).

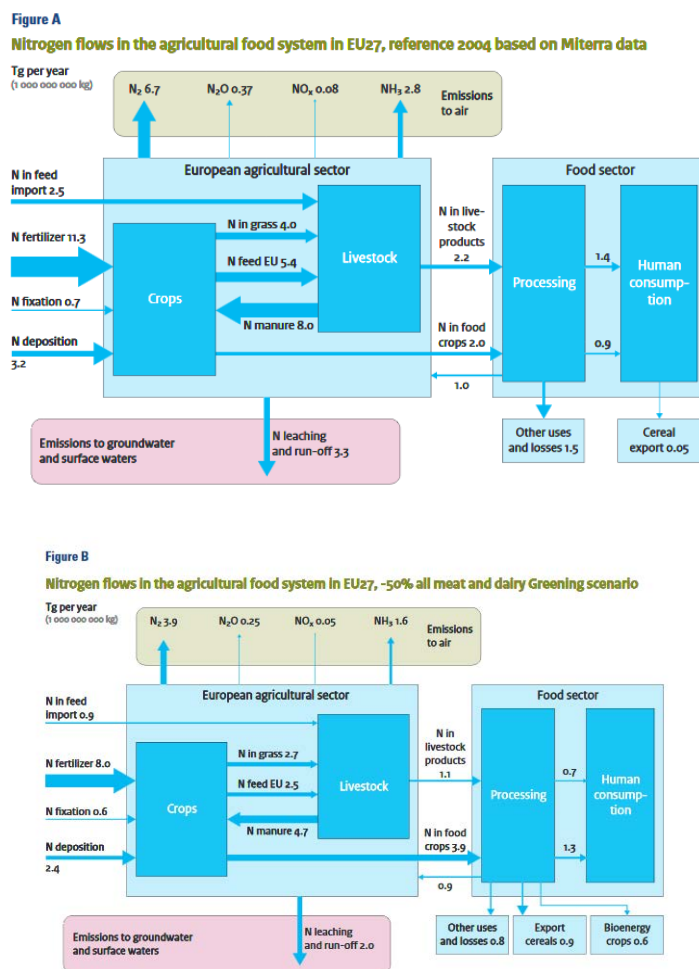


Figure S1 (A and B) Nitrogen flows in the EU agricultural and food system in the reference situation for 2004 (A) and in case of the alternative diet with 50% reduction in consumption of meat, dairy and eggs in the Greening Scenario (B) and in the High Prices Scenario (C, see next page). Values shown here are based on application of the MITERRA model.

Figure 2.2. Flux d'azote dans les systèmes alimentaires pour un scénario de référence et un scénario correspondant à la réduction de 50% de consommation de produits animaux (Westhoek *et al.*, 2015)

2.2.1.2. Prendre en considération la multifonctionnalité de l'élevage puis les services écosystémiques

Tandis qu'une façon d'aborder les bénéfices et impacts issus de l'activité agricole consiste à regarder la différence entre les sorties et les entrées en mesurant l'efficacité du système par des représentations en cascade et de type métabolique, les concepts de multifonctionnalité et de services constituent une façon d'aborder les effets de l'élevage plus ouverte. Ainsi, au cours des 20 dernières années, l'identification grandissante des impacts et des rôles multiples de l'agriculture ont mis en exergue deux concepts phare : la multifonctionnalité et les services écosystémiques.

Le concept d'agriculture multifonctionnelle apparaît en 1992, lors du sommet de Rio au côté de celui de développement durable. Ce concept trouve une portée politique concrète en France dans la transposition de la PAC. En 1999, le ministre de l'Agriculture présente alors la multifonctionnalité en agriculture de la manière suivante : elle « correspond à la réalité d'une activité agricole bien conduite, qui contribue en même temps à la production agricole, mais aussi à la protection et au renouvellement des ressources naturelles, à l'équilibre du territoire et à l'emploi ». C'est une vision de l'agriculture dans laquelle l'environnement, le bien-être des animaux, la qualité et l'identification des produits ne sont plus des contraintes pesant sur l'activité agricole, mais des atouts permettant de valoriser cette production agricole sur le marché national, communautaire et mondial. L'idée directrice est de considérer tout un ensemble d'externalités positives au-delà de la seule production de biens alimentaires. Parmi ces fonctions figurent par exemple, la vitalité rurale, le bien-être animal, l'entretien et la

gestion des paysages, l'agrotourisme, la production d'énergies renouvelables. L'instauration de Contrats Territoriaux d'Exploitations traduit la reconnaissance de cette multifonctionnalité en 1999 (fin de la contractualisation en 2002). Dans les années 2000, le concept de multifonctionnalité est supplanté par celui de services. Pour l'élevage, Gibon qualifie la multifonctionnalité de fourniture d'un ensemble de services (Gibon, 2005).

Le concept de services écosystémiques qui a émergé dans les années 1990 est popularisé en 2005 par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005). L'accent est mis sur les services fournis par les écosystèmes, d'où la terminologie de services écosystémiques pour lesquels il est distingué 4 familles : support, approvisionnement, régulation et culturel. Dans les études portant sur des évaluations aux échelles de pays et régions, il est souvent montré que la gestion d'un écosystème ne permet pas d'atteindre un haut niveau de services dans tous les domaines : il existe des antagonismes entre processus écologiques de telle sorte que des compromis entre ces services sont à établir (Bennett *et al.*, 2009 ; Kragt and Robertson, 2014 ; Petz *et al.*, 2014 ; Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014; Rodriguez *et al.*, 2006). Les études à ces échelles ne permettent cependant pas d'identifier des situations où les antagonismes peuvent être moindres. En outre, s'agissant d'écosystèmes peu ou pas anthropisés, le concept a été critiqué car il prête flanc à une marchandisation de la nature (Maris, 2014)¹.

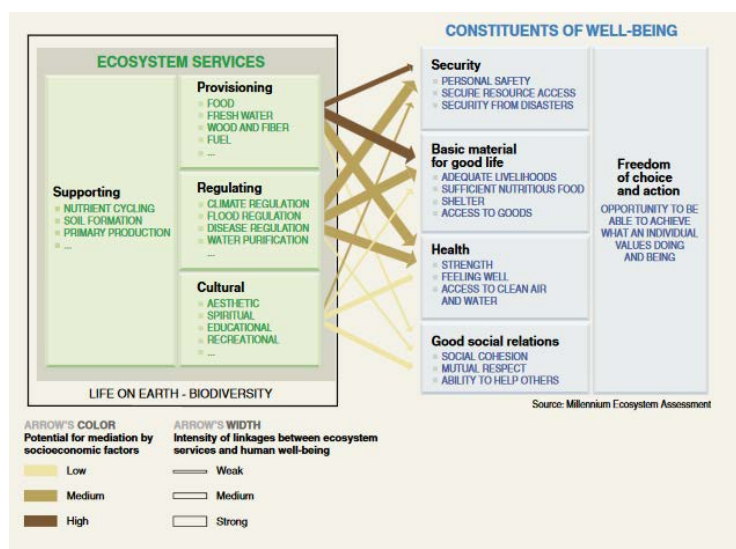


Figure 2.3. Schéma de représentation des services écosystémiques (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Partant de l'étude de systèmes peu anthropisés, l'analyse a été étendue ensuite aux écosystèmes cultivés, ((CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014) : figure ci-dessous et encart 1). Cette transposition à l'agriculture a distingué les services rendus par la biodiversité à l'agriculture (ceux qui permettent de réduire le besoin en intrants de synthèse et en énergie (fertilisants chimiques, pesticides, antibiotiques, travail du sol), des services fournis à la société (les habitants d'un bassin versant pour la qualité de l'eau, ceux de la planète pour la régulation du climat). Les services à l'agriculture, appelés services intrants, résultent d'interactions positives permises par exemple par la diversité des espèces et de leurs combinaisons dans l'espace (associations d'espèces végétales ou animales, organisation des paysages...) et dans le temps (inter cultures, rotations...) (Duru *et al.*, 2015b ; Garbach *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2007). Les prairies, tout comme les infrastructures paysagères, jouent un rôle particulier pour la fourniture de services de régulation (voir chapitre 4). Leur insertion dans les paysages de manière permanente ou sur plusieurs années dans le cadre de successions de cultures permet, en règle générale, de réduire le besoin en intrants de synthèse et réduit les émissions polluantes vers l'air et l'eau, et ce d'autant plus qu'elles comprennent de légumineuses (Lemaire *et al.*, 2014).

¹ <https://www6.inra.fr/sciences-en-questions/Conferences-et-ouvrages/Rapports-a-la-nature/Virginie-Maris>

Les travaux de Lescourret *et al.*, comme ceux du CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (figure 2.4) se sont penchés sur la représentation des agroécosystèmes qui fournissent des services multiples sur la base d'interactions dynamiques entre l'écosystème et le système social (Lescourret *et al.*, 2015). La figure ci-dessous représente le cadre conceptuel qui s'applique à l'échelle d'un territoire agricole. Dans les boîtes « l'Écosystème » et « le système Social », les larges flèches représentent l'interaction entre structure et processus. Le « système Social », inclut les réseaux d'acteurs tels que les coopératives agricoles, associations de consommateurs et associations environnementales... Parmi les processus de la même boîte, on considère la coordination entre agriculteurs, écologistes et autres parties prenantes du territoire. « La qualification » se réfère à la certification des produits ou à la valorisation de ressources, comme des races locales par des initiatives collectives (CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014).

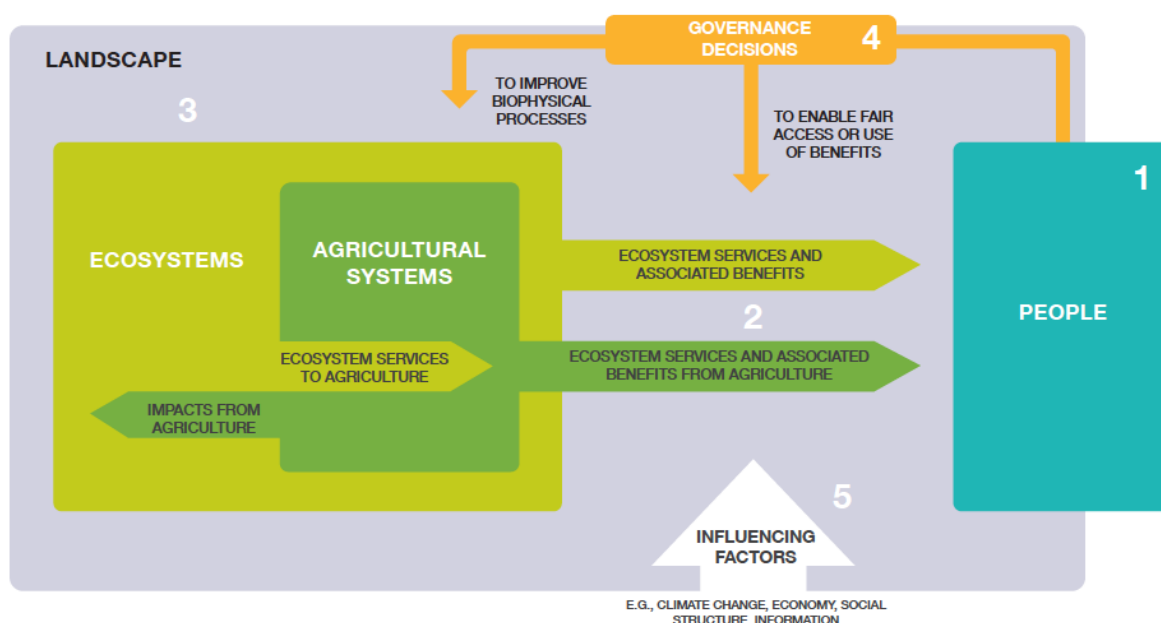


FIGURE 2. WLE's ESR Framework for how the management of ecosystem service flows through an agricultural landscape can improve the health, security and economic benefits to people.

Figure 2.4. Représentation de la manière dont les services écosystémiques fournis par les écosystèmes impactent les systèmes agricoles et les hommes

Les communautés scientifiques mobilisant les concepts de multifonctionnalité et de services écosystémiques sont souvent distinctes (Huang *et al.*, 2015). La comparaison des cadres d'analyse montre que les deux communautés utilisent le terme de « fonction ». Cependant, l'approche par la multifonctionnalité considère les fonctions de l'activité agricole et préfère les approches « ferme-centrée », alors que l'approche par les services écosystémiques considère les fonctions des écosystèmes dans la fourniture de services et préfère les approches « service-centrés ». En outre, l'approche multifonctionnalité met l'accent sur la vitalité territoriale, et le rôle des exploitations dans l'économie locale, alors que l'approche par les services écosystémiques, se concentrant sur les services rendus par les écosystèmes prend peu en compte les enjeux économiques (y.c. dans les services culturels).

L'appropriation des concepts de multifonctionnalité et services écosystémiques pour représenter les services rendus par l'activité agricole a récemment été faite pour évaluer au-delà des seuls services écosystémiques, les services rendus par l'agriculture (Koschke *et al.*, 2012) et par l'élevage (Ryschawy *et al.*, 2015), en considérant les dimensions économiques, environnementales et sociales. Pour l'élevage, l'analyse distingue quatre catégories principales de services : approvisionnement (par exemple quantité et qualité d'aliments), qualité environnementale (par exemple biodiversité, hétérogénéité des paysages), vitalité territoriale (par exemple dynamisme rural et emploi) et identité culturelle (par exemple gastronomie, identité des terroirs). Pour considérer ces interrelations entre services, synergies ou

antagonismes, le concept de « bouquet de services » a été considéré. Un bouquet de services considère les services qui apparaissent conjointement à un instant donné dans un même territoire (Bennett *et al.*, 2009). La représentation des « bouquets de services » rendus par l'élevage dans les territoires a pris la forme d'une « fleur de services » sous forme de radars par type de territoire considéré dans l'étude de (Ryschawy *et al.*, 2015).

Encart 1 : Biodiversité et services à l'agriculture

Au-delà de la classification du MEA, on peut distinguer les services fournis par les écosystèmes à l'agriculture de ceux fournis à la société (Zhang *et al.*, 2007). Les premiers sont appelés « services intrants » par la communauté française (Le Roux *et al.*, 2008) car ils permettent de remplacer des intrants d'origine anthropiques (engrais de synthèse, pesticides....). Ils contribuent à la fourniture de ressources (fertilité du sol, disponibilité en eau), à la création de conditions favorables au développement et à la croissance des plantes (microclimat, organisation structurale du sol) et au développement de régulations biologiques (contrôle des bioagresseurs, pollinisation), (Kremen *et al.*, 2012). Ces services sont le résultat bénéfique des interactions biologiques au sein et entre les différents niveaux d'organisation de la biodiversité fonctionnelle.

Le développement de services intrants a souvent un effet positif sur les services à la société dans la mesure où les pratiques qui permettent de les fournir sont aussi susceptibles de réduire les GES, d'améliorer la qualité de l'eau, voire la qualité des produits (moins de résidus de pesticides ou d'antibiotiques, meilleure composition en acides gras des produits animaux...).

La production agricole (produits végétaux, mais aussi produits animaux) résulte des effets combinés d'intrants exogènes et de services écosystémiques (Duru *et al.*, 2015b). Par exemple l'azote mobilisé pour la croissance des plantes résulte rarement de la seule fourniture du sol. La production agricole ne peut donc être considérée comme un service d'approvisionnement, excepté pour quelques cas particuliers comme la production animale à partir de parcours non fertilisés ou la production de luzerne. Lorsqu'une part importante de la production est fournie par les services écosystémiques, et ce de manière intentionnelle et sur le long court, on qualifie ces formes d'agriculture d'agroécologique. En élevage, les pratiques de gestion intégrée pour améliorer la santé animale, la valorisation de la diversité dans les élevages pour renforcer leur résilience, l'adaptation des pratiques pour préserver la biodiversité dans les agroécosystèmes et les services écosystémiques associés (Dumont *et al.*, 2013) participent à cette forme d'agriculture.

Quatre grands types de bouquets de services présentant des niveaux contrastés d'expression des services ont été mis en évidence (Figure 2.5). L'analyse de leur distribution géographique à l'échelle du département a montré une répartition non-aléatoire des types de bouquets de services. Les situations où la vitalité territoriale est la plus forte (emploi) sont celles où les services environnementaux sont les plus faibles, autrement dit celles où il y a le plus d'impacts environnementaux. Cette recherche a également conclu sur plusieurs nouvelles pistes d'études pour : i) savoir si le remplacement partiel de l'élevage par d'autres productions agricoles permettrait de conserver une vitalité territoriale tout en réduisant les impacts environnementaux ; ii) prendre en compte la diversité des façons de produire et la qualité des produits générés ; iii) et pour ne pas considérer le territoire d'étude comme homogène (le département dans le cas étudié). Enfin, les deux concepts s'intéressent peu aux externalités négatives de l'agriculture mais se focalisent sur les effets positifs, ce qui peut être reproché conceptuellement. Ainsi, Ryschawy *et al.* (2015) ont analysé les interrelations entre services rendus par l'élevage, mais n'ont pas considéré les nuisances, notamment environnementales, déjà largement considérées par ailleurs.

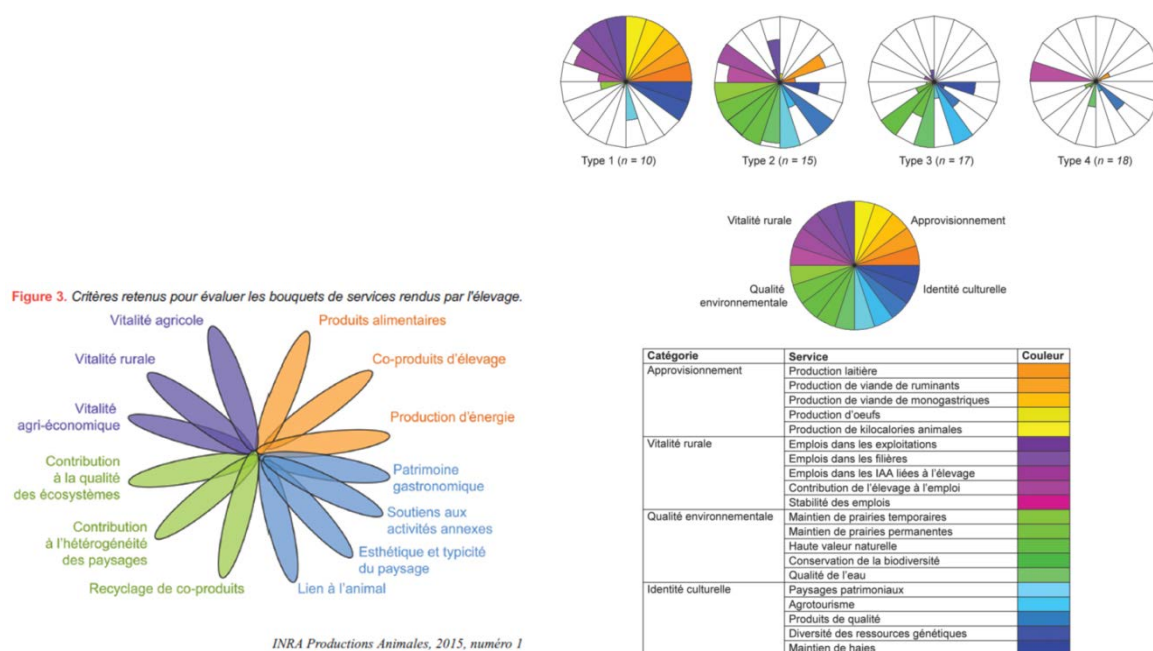


Figure 2.5. Représentation des critères retenus pour caractériser un bouquet de services (à gauche) et les bouquets au niveau d'un territoire (à droite) (Ryschawy *et al.*, 2015)

2.2.1.3. Des approches intégratrices jusqu'aux systèmes alimentaires et la santé

Le cadre conceptuel des « systèmes socio-écologiques » (*social-ecological systems*) a d'abord été conçu pour disséquer la complexité des interactions sociales, écologiques et socio-écologiques présentes dans des territoires où est en jeu la gestion de ressources naturelles. Il repose sur l'articulation d'un système social composé d'usagers, de gestionnaires et d'institutions mobilisant des technologies et des infrastructures pour gérer des ressources et d'autre part d'un système écologique complexe générant ces ressources (Folke *et al.*, 2002 ; Folke *et al.*, 2010 ; Walker *et al.*, 2006). Depuis une décennie, le concept de services écosystémiques est souvent au cœur des analyses : le système écologique fournit une gamme de services ; les acteurs du système social en étant les bénéficiaires (de Groot *et al.*, 2010). Généralement une représentation en cascade permet de montrer les relations entre fonctions des écosystèmes, services fournis, avantages dérivés de ces services, bénéficiaires de ces services et valeurs attribuées à ces services (Haines-Young *et al.*, 2012). Une adaptation tenant compte des spécificités des agroécosystèmes en a été faite (Lescourret *et al.*, 2015). L'analyse de la dynamique de ces systèmes complexes repose sur les concepts de résilience - adaptation - transformation, selon l'ampleur des adaptations et des changements nécessaires pour préserver ou faire évoluer la structure et les fonctions du système. Ce type de représentation est approprié pour rendre compte des interactions biologiques et sociales dans un territoire. C'est pour cela qu'il est à priori pertinent pour analyser un ensemble d'activités dans un territoire.

Une adaptation, montrant comment chaque type de porteurs d'enjeux est impacté ou impacte les différents maillons de cette cascade - des services aux bénéficiaires, a été proposée (van Zanten *et al.*, 2014). Mais certains acteurs économiques sont encore peu présents dans les analyses car la représentation porte bien plus sur les écosystèmes que les agroécosystèmes. Plus récemment, McGinnis et Ostrom ont hybridé ce cadre d'analyse avec celui de l'analyse institutionnelle, en mettant au cœur de l'analyse la « situation d'action » (McGinnis and Ostrom, 2014). Il s'agit d'examiner comment les individus (en leur nom propre ou comme agents d'organisations formelles) interagissent les uns avec les autres pour contribuer à différents objectifs de performances. Les acteurs, supposés avoir une rationalité limitée, agissent avec des limites cognitives et des référents culturels même s'ils tiennent compte des dilemmes sociaux et des contraintes biophysiques. Enfin, Marshall a introduit les concepts de produits et systèmes de transformation en introduisant un compartiment système technique ou technologique à l'interface entre systèmes écologique et social (Figure 2.6) pour traiter des

situations où les technologies sont largement présentes en plus de l'exploitation des ressources naturelles (Marshall, 2015).

Ce cadre d'analyse a aussi été appliqué et enrichi pour traiter des systèmes alimentaires (Vallejo-Rojas *et al.*, 2015). Le système alimentaire (de la production à la consommation), au cœur de cette formalisation, est alors considéré comme un système socio-écologique constitué d'interactions entre les agroécosystèmes et les acteurs du système alimentaire. Il peut être décliné en sous types au sein d'un territoire. De même, il peut être analysé à plusieurs échelles. Les agroécosystèmes sont alors considérés en tant qu'écosystèmes (ferme, paysage, région...) et comme ressources disponibles selon une temporalité donnée. Les acteurs individuels et collectifs (famille, association) sont considérés en tant qu'utilisateurs de ressources et impliqués dans les systèmes de gouvernance (règles opérationnelles, normes et directives...). Cette représentation a été utilisée par ces mêmes auteurs pour renseigner les différents piliers de la souveraineté alimentaire, c'est à dire de la maîtrise des échanges tant en termes de nature que de qualité et composition des produits.

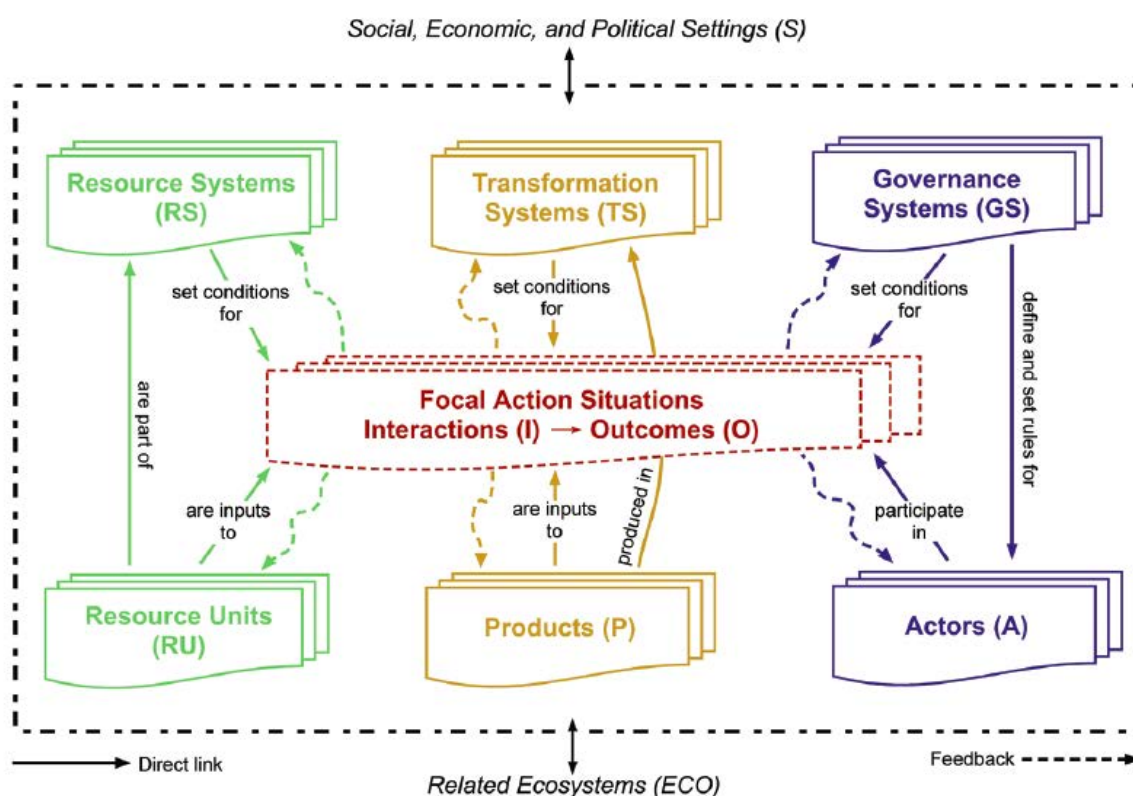


Figure 2.6. Le système alimentaire comme un système socio-écologique (Marshall, 2015)

Des éclairages complémentaires sont fournis par l'approche environnementale de la nutrition et une évaluation de la résilience de ces systèmes alimentaires.

Le concept de nutrition environnementale

De nombreux travaux en sciences sociales ont intégré des approches de types ACV ou métaboliques pour rendre compte de la chaîne de causalités de l'amont de la production jusqu'à la consommation alimentaire. Certains auteurs (Sabate *et al.*, 2016) voient l'émergence d'une nouvelle frontière de recherche dans l'intégration de ces approches et de la santé publique. La prise en compte des impacts environnementaux et des relations nutrition-santé des activités agricoles a ainsi fait émerger le concept de santé environnementale (Sabate *et al.*, 2016). La représentation ci-dessous explicite les interactions entre d'une part les ressources naturelles et d'autre part les sociétés humaines.

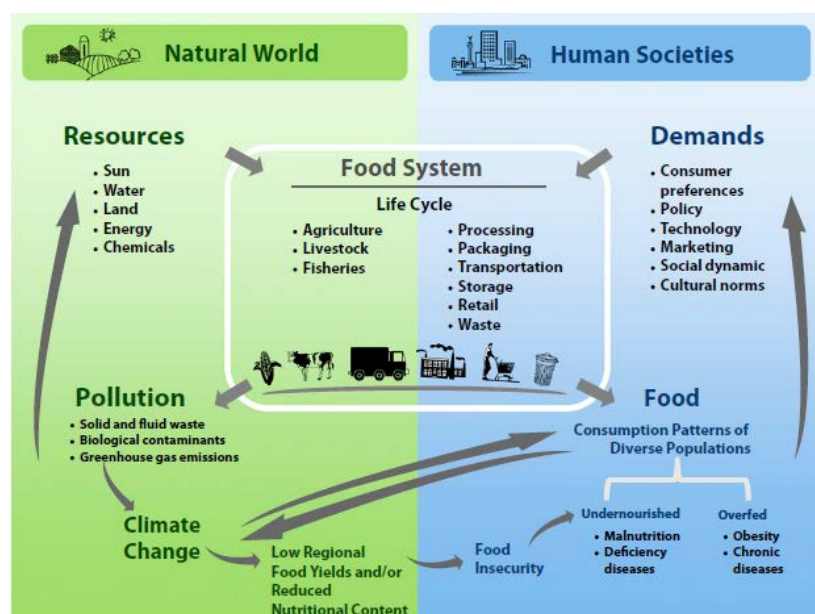


Figure 2.7. Relation entre les agroécosystèmes et les systèmes sociaux (Sabate *et al.*, 2016)

L'intégration des problématiques de nutrition est récente. La part des protéines animales dans l'alimentation humaine varie considérablement entre pays (Guyomard *et al.*, 2012). Dans les pays développés, plusieurs études montrent l'impact négatif d'une consommation excessive de produits animaux sur la santé humaine (Stoll-Kleemann and O'Riordan, 2015). Plusieurs auteurs considèrent en outre que la réduction de la consommation des produits animaux est un levier important pour réduire les impacts environnementaux de l'élevage (Garnett, 2013). La réduction de la consommation de viande pour les pays en consommant le plus pourrait donc permettre de réduire à la fois l'émission de gaz à effet de serre et le risque de certaines maladies, notamment les maladies cardiovasculaires (Yip *et al.*, 2013). Néanmoins, les produits animaux présentent l'intérêt d'apporter des protéines plus riches en acides aminés indispensables que les protéines végétales, ainsi que de la vitamine A dont la synthèse à partir du bêta-carotène contenu dans les végétaux est lente (rendement de 1 pour 6).

La consommation des produits animaux est aussi critiquée quant à la nature des acides gras apportés. La composition des produits animaux en acides gras a d'abord été considérée pour les acides gras saturés, puis plus récemment pour les acides gras polyinsaturés (AGPI) dont les oméga 3 et 6. Dans les pays occidentaux, l'apport en acide alpha-linolénique (ALA) est en moyenne très insuffisant (0,9 g/j au lieu de 1,8 recommandé) et le rapport LA/ALA (LA = acide linoléique) est trop élevé (9 au lieu de 4 recommandé). Nombre d'études épidémiologiques ou expérimentales montrent le rôle de ces déséquilibres sur plusieurs maladies chroniques (Patterson *et al.*, 2012) dont le nombre est croissant. En l'espace d'un demi-siècle, la composition des produits animaux (principalement lait et viande bovine) est passée d'équilibrante (LA/ALA<4) à déséquilibrante (LA/ALA>4) en relation avec l'accroissement du maïs et des tourteaux de soja pour la production laitière (au détriment de l'herbe) et la finition des animaux à viande avec des céréales.

La durabilité et la résilience des systèmes alimentaires

Lamine considère que la durabilité et la résilience des systèmes alimentaires sont généralement examinées par le paradigme du développement durable centré sur les interactions entre l'agriculture et l'environnement, ou celui de la relocalisation qui prévaut dans la littérature sur les systèmes alimentaires (Lamine, 2015). Elle montre que le paradigme de la relocalisation ne traite cependant pas des grandes interdépendances dans les systèmes agroalimentaires et ne parvient donc pas à reconnecter efficacement les questions agricoles et alimentaires. L'accent mis fréquemment sur les systèmes agroalimentaires alternatifs différant radicalement du courant dominant, ne contribue pas à développer des voies vers la durabilité et la résilience des institutions et des

acteurs moins alternatifs. Elle propose alors de considérer une **approche territoriale** qui prend en compte la diversité des acteurs et des institutions impliqués dans le système agroalimentaire territorial. Le choix de l'échelle territoriale facilite l'identification des acteurs au-delà du seul cercle des agriculteurs. Il permet aussi de mettre en relief les interactions qui se jouent à la fois au sein des filières et du monde agricole et aussi avec le monde non agricole. Cette proposition d'examiner l'agriculture (l'élevage) au sein de territoires insérés dans un contexte plus large rejoint aussi les propositions de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2015b) et Wezel *et al.* (Wezel *et al.*, 2016).

2.2.1.4. L'élevage vu comme un système socioécologique

Les systèmes d'élevage, comme les autres systèmes agricoles, sont intégrés dans un système hiérarchique complexe (Figure 2.8). Les interactions entre les sous-systèmes se produisent au sein des niveaux (par exemple entre les exploitations agricoles) et entre les niveaux et domaines via les processus biophysiques et socio-économiques (Duru and Therond, 2015).

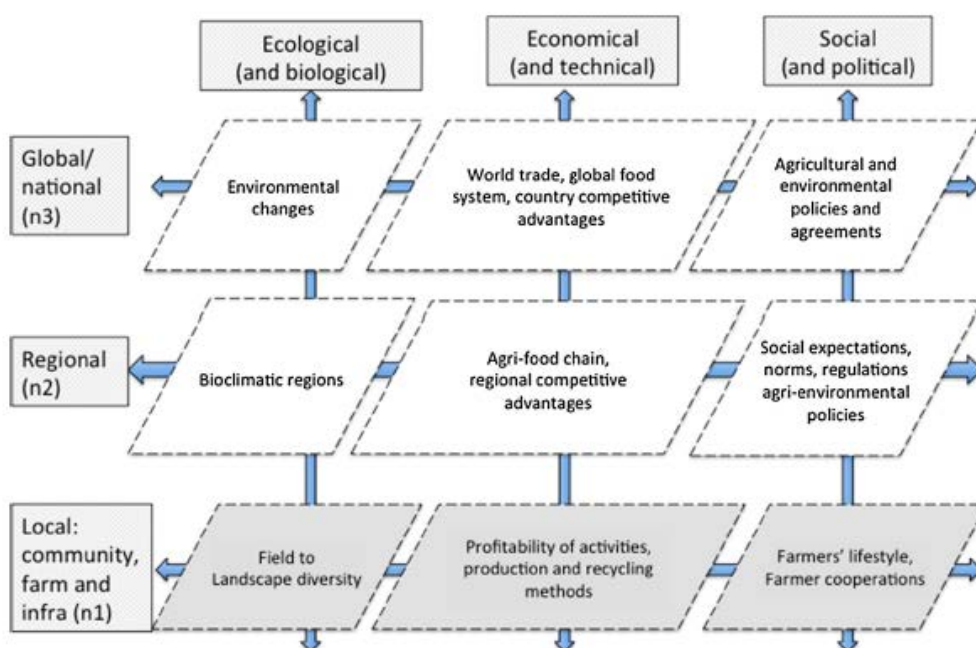


Fig. 1 Agriculture as a complex, hierarchical multi-domain system whose emergent properties depend on interactions within and between local, regional, and national/global levels (levels *n1*, 2, 3 in lines) and ecological, economic, and social domains (columns). Main features of sub-systems by domain and organization level are presented. Gray

cells, the local level, correspond to the livestock system as defined in the paper. It includes communities, farms, and ecosystems (crop, animal, and habitat diversity). Adapted from Darnhofer *et al.* (2010a, b)

Figure 2.8. L'agriculture représentée comme un système hiérarchique multi niveaux et multi domaines (Duru and Therond, 2015)

L'élevage comme un système technique et écologique inscrit dans un territoire

Les activités d'élevage s'inscrivent dans un territoire, au minimum une ferme, mais le plus souvent un espace continu (bassin versant, petite région agricole) dans lequel s'exercent différentes activités dont l'élevage. Les intrants nécessaires à la production, les dispositifs de collecte et de transformation des produits, de même que leur consommation et les impacts de l'élevage sur l'environnement, peuvent être internes ou externes au territoire considéré.

Pour comprendre comment l'élevage impacte l'environnement, la composition des produits animaux, mais aussi comment l'utilisation des ressources permet de fournir des services écosystémiques, on le représente sous forme de trois compartiments appelés « sphères » pour lesquelles il est possible d'examiner les interactions dans le temps et l'espace (Figure 2.9) : animaux, cultures et prairies, et non deux compartiments comme fait

couramment, de façon à bien identifier le rôle particulier des prairies dans les synergies potentielles et les conditions favorables à leur expression (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016).

L'élevage est générateur de polluants (nitrates, résidus des produits phytosanitaires, ammoniac), et de gaz à effet de serre (méthane, N₂O) qui impactent la qualité de l'environnement respectivement aux échelles du bassin versant et de la planète. De même, il génère des effets délocalisés au travers des échanges avec son environnement (exemple : importation de tourteaux de soja). A l'inverse, lorsque les prairies sont mobilisées pour alimenter les ruminants, elles fournissent des services génériques comme la protection des sols contre l'érosion, la purification de l'eau, la fourniture d'abris pour les ennemis naturels des cultures, ou spécifiques, c'est-à-dire fonction du type de prairie, comme la séquestration du carbone. C'est pour ces raisons que l'on distingue les prairies des cultures annuelles, que ces dernières soient des ressources fourragères ou des cultures de vente.

Dans les élevages de ruminants, les ressources alimentaires proviennent des prairies permanentes et temporaires et des cultures fourragères, souvent l'ensilage de maïs ; ces ressources étant produites majoritairement dans la ferme, exceptés les compléments azotés (par exemple, achat de tourteaux, notamment de soja). Pour les élevages de monogastriques, le lien au sol est souvent plus ténu dans la mesure où les céréales et les oléoprotéagineux sont plus rarement cultivés dans les élevages et correspondent parfois à des sous-produits des cultures de rente. Une exception est le cas des élevages bio dont le cahier des charges spécifie que le pâturage ou la distribution de fourrages est obligatoire pour maintenir le lien au sol.

Les sphères cultures et prairies sont composées d'une gamme d'espèces ou de mélanges d'espèces avec des fonctions spécifiques. Les ligneux, petits ou grands, sous forme d'arbres isolés, de haies, d'îlots, sont éventuellement inclus dans ces sphères. La sphère prairies comprend les prairies permanentes ou temporaires en rotation avec les cultures (chevauchement avec la sphère des cultures). Elles sont fauchées ou pâturées. Les prairies permanentes et, dans une moindre mesure les prairies temporaires, permettent de fournir des services écosystémiques au niveau d'un bassin versant (par exemple, la régulation de la qualité de l'eau) et au niveau mondial (par exemple, régulation du climat par la séquestration du carbone). Lorsque associées avec des cultures, les prairies jouent un rôle clé dans le couplage des cycles du carbone et de l'azote, permettant ainsi de réduire les émissions en comparaison des cultures annuelles (Soussana and Lemaire, 2014). En conséquence, les émissions d'azote dans le sol (Attard *et al.*, 2016) et la séquestration du carbone dans le sol sont respectivement plus faibles et plus élevées pour les prairies (surtout fauchées) que pour les cultures annuelles. Les légumineuses jouent également un rôle clé notamment parce qu'elles réduisent les émissions et améliorent les composantes physique, chimique et biologique de la fertilité des sols (Lüscher *et al.*, 2014). Elles contribuent aussi à l'autonomie en protéines des systèmes d'élevage. La distinction entre les cultures de rente et les cultures fourragères permet d'identifier les cultures à double usage. Dans les usages des cultures de rente, on inclut les sous-produits tels que la paille ou les résidus de culture qui peuvent être pâturés. Les caractéristiques de chaque groupe d'animaux, ou leur combinaison, déterminent le type et la qualité des ressources qu'ils consomment. Cela détermine l'utilisation des deux sphères précédentes.

Les trois composantes (animaux, prairies, cultures) sont reliées entre elles à des degrés divers. Les interactions directes se produisent dans l'espace, soit simultanément (par exemple, les prairies pâturées par les animaux) ou au fil du temps sous la forme d'une séquence (par exemple, les prairies en rotation avec des cultures). Les interactions indirectes correspondent aux flux de matière (par exemple du fumier) ou d'énergie. En faisant varier la taille et le degré de chevauchement des trois composantes, il est possible de représenter la structure d'un large éventail de systèmes d'élevage, depuis les élevages hors sol jusqu'aux élevages pastoraux. Lorsque représentées graphiquement, les sphères qui se chevauchent représentent les interactions spatiales directes, soit simultanées (par exemple, les prairies pâturées par les animaux), soit au fil du temps sous la forme d'une séquence (par exemple, les prairies en rotation avec des cultures). Les interactions entre les trois sphères déterminent fortement le niveau de fourniture des services écosystémiques à l'agriculture (Figure 2.9, boîte de centre) et à la société (boîtes Figure 2.9, supérieure et inférieure) – exemple des émissions dans l'atmosphère et de l'eau, ...

En ligne avec Dumont *et al.* (2013) et Bonaudo *et al.* (2013), le développement de la durabilité de l'élevage nécessite une augmentation de l'efficacité des intrants et/ou le renforcement de la biodiversité pour fournir des

services écosystémiques (Bonaudo *et al.*, 2014; Dumont *et al.*, 2013). Les principes sous-jacents sont différents. Un premier groupe consiste à promouvoir le recyclage de matières et d'énergie pour réduire les intrants, les déchets et la pollution, à augmenter l'autosuffisance des systèmes et l'efficacité d'utilisation des ressources (par exemple, en utilisant des déchets animaux comme engrais pour les prairies ou cultures). Ils sont à la base de l'augmentation de la durabilité des élevages de monogastriques. Leur étude repose sur une approche métabolique fondée sur les principes de l'écologie industrielle. L'autre groupe consiste en des pratiques agricoles qui modifient les propriétés des agroécosystèmes, qui à leur tour améliorent les processus écologiques et, finalement, fournissent des services écosystémiques permettant de réduire les intrants et l'impact sur l'environnement (de Groot *et al.*, 2010).

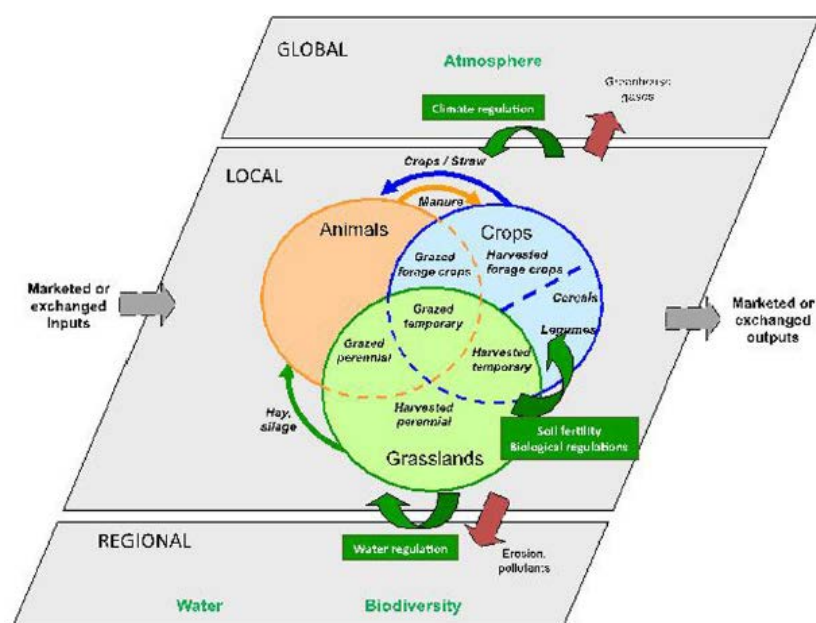


Figure 2.9. Inscription de l'élevage dans un territoire : interactions spatio-temporelles entre les cultures, les prairies, et les animaux représentés sous forme de "sphères" ; identification des flux de matières clés, des impacts environnementaux et des services écosystémiques fournis aux niveaux régional et global. Pour illustration, les trois sphères et les zones qui se chevauchent ont des dimensions similaires. En faisant varier leur taille et leur degré de chevauchement, il est possible de représenter la structure d'un large éventail de systèmes d'élevage : les systèmes à base de prairies (pas de culture), de culture fourragère (pas de prairie), voire de systèmes hors sol (Duru *et al.*, 2015a)

L'élevage et les produits associés comme un système socioécologique

Pour construire une représentation intégrée de l'élevage, nous avons combiné le cadre d'analyse de Marshall (Marshall, 2015) et celui de l'élevage comme système technique et écologique (Figure 2.10). Cette représentation sous-tend que les interactions cultures-prairies-animaux dans les systèmes d'élevage dépendent du système social dans lequel les agriculteurs sont intégrés et des spécificités des écosystèmes qu'ils exploitent. Localement, les acteurs des systèmes alimentaires sont des acteurs clés de ce système social, mais il convient de prendre aussi en compte le plus souvent à des niveaux supra, les institutions (gestionnaires des ressources naturelles...) ainsi que les citoyens et consommateurs (Duru *et al.*, 2015b).

Au cœur de la représentation (Figure 2.10), les systèmes agricoles et alimentaires, inscrits dans un territoire, combinent les processus de production (l'élevage comme système écologique et technique), de collecte, de transformation et de distribution des produits. Ils incluent donc l'élevage mais aussi les activités aval de l'élevage (abattage, transformation des produits), voire amont (fabrication des aliments du bétail, agrofourrages). Les systèmes alimentaires ont une composante interne au territoire plus ou moins importante pour ce qui concerne les activités amont et aval à la production. Ils peuvent être définis en types (local vs global) selon les relations qu'ils entretiennent avec les systèmes écologiques et sociaux.

Le système écologique correspond aux ressources biotiques (ensemble des organismes vivants concourant ou empêchant la réalisation de services) et abiotiques (eau, énergie), renouvelables ou non, nécessaires au fonctionnement des systèmes agricoles et alimentaires du territoire investigué.

Les infrastructures/entités spatiales qui conditionnent et permettent le fonctionnement des systèmes agricoles et agroalimentaires peuvent se caractériser à différents niveaux d'organisation (ferme, bassin versant, région, pays, monde), certains étant inclus dans le territoire investigué. De même, les ressources mobilisées sont internes ou externes au territoire investigué et les systèmes agricoles et alimentaires impactent ces ressources (pollution, érosion...), mais certaines reposant sur la biodiversité constituent des intrants permettant de réduire le besoin en intrants de synthèse pour produire.

Les systèmes techniques et écologiques entretiennent deux grands types de relations (Figure 2.10). Le système technique impacte le système écologique, du local à la planète, au travers de l'utilisation des terres (par exemple, selon la nature de l'alimentation animale, l'intensification, les importations de tourteaux...). D'autre part, le système écologique, de par les infrastructures paysagères et les associations de plantes dans le temps et dans l'espace, est susceptible de fournir des services à l'agriculture qui permet de réduire les intrants de synthèse.

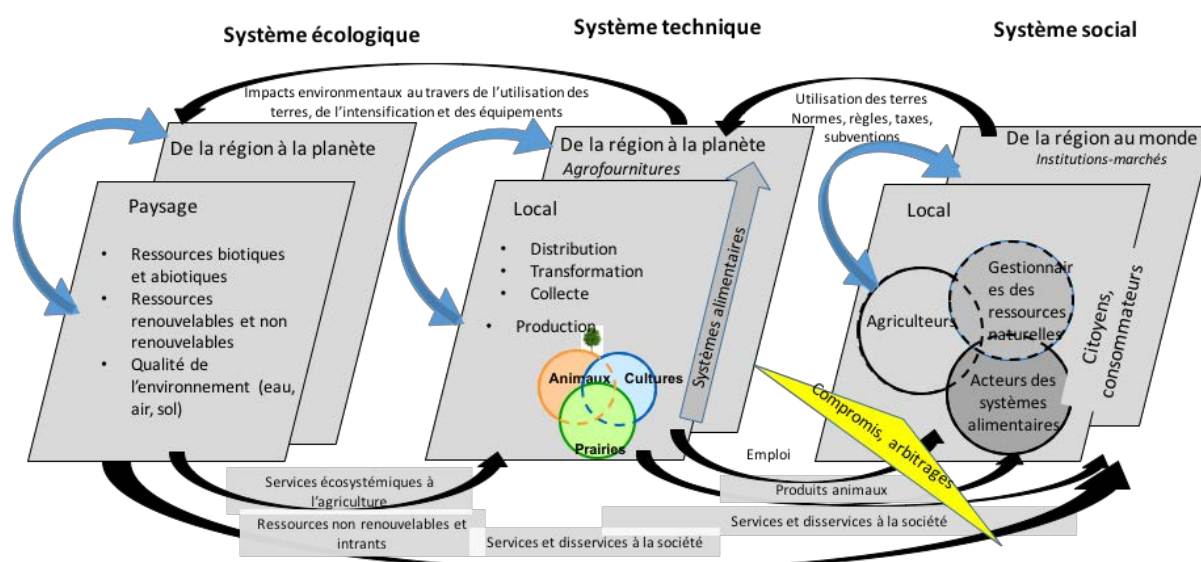


Figure 2.10. Représentation de l'élevage et des produits animaux comme un système socio-écologique (adapté de (Duru *et al.*, 2015a)). Les flèches noires indiquent les relations entre domaines et les flèches bleues entre niveaux

Au niveau local, le système social comprend les agriculteurs, les gestionnaires des ressources naturelles et bien sûr les acteurs du système alimentaire (transformation et distribution) ; ces derniers n'étant le plus souvent que partiellement inscrits dans les territoires investigués. Le comportement des acteurs économiques est pour partie défini par des modalités de gouvernance élaborées à différentes échelles institutionnelles, région pour l'application des politiques publiques, état et Europe pour définir la politique agricole, et monde pour les règles du commerce qui vont impacter les marchés. Les institutions agissent sur le comportement des acteurs des systèmes techniques au travers de définition de normes, de standards, de règles, mais aussi par la fixation de taxes et de subventions.

Les consommateurs impactent les systèmes techniques au travers de la quantité et de la nature des produits animaux qu'ils achètent. L'information pour la traçabilité des produits animaux est généralement faible, en particulier pour la viande. Les citoyens, au travers de leur sensibilité à tel ou tel enjeu (bien-être animal, sécurité alimentaire, pollutions) peuvent exercer un lobbying auprès des institutions en charge des réglementations.

Une relation majeure entre le système technique et le système social est l'emploi en agriculture et dans toute la chaîne alimentaire. Concernant les services et nuisances provenant de l'environnement (niveau des ressources, pollution) ou des systèmes techniques (composition des produits animaux), des compromis et arbitrages sont souvent à réaliser dans la mesure où des antagonismes sont fréquents. Le rôle des consommateurs, des citoyens est à cet égard important pour contrecarrer les effets des lobbies de l'agro-industrie.

Compte tenu de la coexistence d'effets positifs et négatifs de l'élevage, et du fait que les acteurs qui bénéficient des effets positifs ne sont pas les mêmes que ceux qui sont tributaires des effets négatifs, il est souvent nécessaire de faire, de trouver des compromis et de procéder à des arbitrages (Figure 2.10). Ces arbitrages peuvent se faire au niveau local dans des dispositifs formalisés (par exemple, pratiques d'élevage et pollution des eaux par les nitrates), ou bien à un niveau plus global et de manière plus « diffuse » et lente, au travers du changement de comportement des consommateurs ou suite à l'établissement de normes ou de mise en place de taxes et subventions.

2.2.2. La « Grange de l'Esco » : présentation synthétique d'un système d'élevage pour les services fournis et les impacts générés

2.2.1. Principes de construction

Le cadre des systèmes socio-écologiques, tel qu'adapté à l'élevage (Figure 2.10), permet une analyse fonctionnelle du système investigué, à savoir l'identification des principales interactions entre domaines (écologique, technique et technologique et socioéconomique) et entre niveaux d'organisation (du local à la planète ou au monde et vice-versa), ainsi que ce qui en résulte en termes de services et nuisances, et ce pour des acteurs donnés. Cependant, l'intérêt de ce cadre réside plus en une analyse du fonctionnement des systèmes biologiques et sociaux dans lesquels l'élevage est inséré, que dans sa capacité à représenter et quantifier les stocks et les flux entrants et sortants d'un ensemble de processus biologiques, sociaux et d'échanges bien délimités et géographiquement situés. A cette fin, nous l'avons adapté (la grange) de façon à représenter de synthétique les services et impacts par domaine d'intérêt (ou « interfaces »).

Comme pour la représentation de l'élevage sous la forme d'un système socioécologique (Figure 2.9), le cahier des charges que nous nous sommes fixés devait permettre que les impacts environnementaux, économiques et sociaux du système analysé puissent être représentés sur un même schéma, prenant en compte l'ensemble des flux de matières et d'énergie, comme dans la « cascade de l'azote » reprise de (Galloway *et al.*, 2003) et utilisée lors d'une précédente expertise (Cellier *et al.*, 2014; Peyraud *et al.*, 2012). En outre, ce schéma doit :

- prendre en compte les effets délocalisés des systèmes d'élevage (FAO *et al.*, 2006) comme cela est classiquement fait dans l'Analyse de Cycle de Vie (cf. chapitre 3 ; (Henriksson *et al.*, 2014 ; Sasu-Boakye *et al.*, 2014)).
- intégrer le fait que les filières peuvent s'inscrire dans plusieurs territoires, tant pour la production des aliments du bétail, que pour la transformation et la consommation qui peuvent être majoritairement locale ou extérieure au territoire de production. Cela représente une évolution par rapport à la représentation classique dans laquelle territoires et filières sont généralement juxtaposés, ce qui ne permet pas de schématiser leurs interrelations de manière satisfaisante.
- se décliner à différents niveaux d'organisation : exploitation, territoire, filière, voire la « Ferme Europe » qui est le périmètre retenu pour cette expertise collective. On cherche avant tout à représenter un espace cohérent et pertinent pour apprécier les rôles, impacts et services que l'on étudie. Une telle représentation fractale facilite la schématisation de problèmes qui émergent à une échelle spatiale mais dont la résolution passe par des actions mises en œuvre à d'autres échelles.

Ainsi le schéma ci-dessous (Figure 2.11 : La grange) représente les composantes clés du système et leurs interactions en utilisant des figurés illustratifs pour que sa compréhension soit « immédiate ». Ainsi on cherche à représenter des éléments variés (et pas seulement agricoles) dans le territoire dès lors que ceux-ci ont un rôle

clé dans le fonctionnement du système. Ces éléments sont schématisés par des figurés explicites (haies, fromage, etc.) ou des rectangles oranges qui sont positionnés à l'intérieur ou à l'extérieur du territoire. Ceux-ci peuvent correspondre à des infrastructures (un abattoir, une unité de méthanisation, etc.), des acteurs (touristes, etc.) ou des opérateurs clés du fonctionnement du système (syndicats de marais, société de chasse et de pêche, etc.).

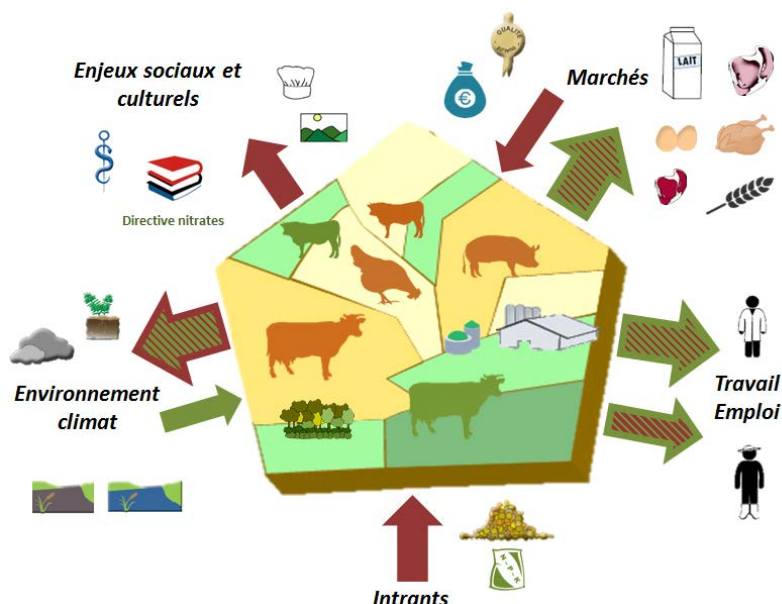


Figure 1 : Représentation symbolique du cadre d'analyse choisi pour l'ESCO

Intérieur du territoire		Bâtiment des industries agroalimentaires amont et aval	Marchés		Produits alimentaires
		Méthaneux			Ventes, achats...
		Animaux d'élevage nourris par des concentrés (ocre) ou à l'herbe (vert)			Signes de qualité des produits
		Biodiversité remarquable			Production d'énergie
Intrants		Haies, paysage bocager	Enjeux sociaux et culturels		Coordination des acteurs
Travail emploi		Aliments pour animaux, engrais, pesticides, énergie			Aspects sanitaires
		Eleveurs, salariés agricoles et employés des industries agroalimentaires			Patrimoine gastronomique
		Qualité de l'eau bonne (bleue) ou mauvaise (grise)			Esthétique paysagère
Environnement et climat		Qualité des sols			Aspects réglementaires et juridiques
		Effets sur l'air (particules) ou le climat (émissions de GES)			

Figure 2.11. La grange de l'ESCO pour représenter de manière synthétique un système d'élevage et son insertion dans un contexte socio-économique, politique et environnemental

Le territoire est au centre du système investigué, en cohérence avec la représentation d'un système d'élevage comme un système socio-écologique (Figure 2.11), mais pour simplifier, les relations avec les systèmes écologique et social sont réduites à des flux sans prendre en compte les logiques et les modes de gouvernance qui les sous-tendent. Elles sont organisées en 5 domaines matérialisés par les cinq faces qui entourent le polygone. Elles représentent les rôles ou impacts environnementaux (*Intrants et Ecosystèmes*), économiques

(*Produits, Marché, Consommateurs*), socio-économique (*Travail, Emploi*) et sociaux (*Enjeux sociaux et culturels*). Sur chacune des faces les principaux impacts et services sont mentionnés sous forme d'un texte bref, voire d'un figuré explicite. Les impacts sont locaux ou à l'extérieur du polygone lorsque les impacts sont majoritairement délocalisés. Les politiques publiques sont susceptibles d'impacter chacune de ces faces.

Plusieurs icônes permettent de représenter les éléments plus déterminants du fonctionnement du système : une balance pour le droit, une poignée de main pour les coopérations ou contractualisation, un oiseau pour les politiques en faveur de la biodiversité, etc.

- La balance représente les actions publiques de l'État ou de l'Europe sous forme de règlements (balance) ou de soutiens publics (bourse associée).
- La poignée de main représente une capacité d'organisation des acteurs qui contribue à l'efficacité du système.
- Lorsque les animaux sont représentés en vert, c'est qu'ils mangent de l'herbe, en orange ils mangent des céréales ou de l'ensilage de maïs. Les tailles varient (gros ou petit) comme celles des figurés produits (en haut à droite) et des bourses en haut à droite. Deux vaches sont représentées : une vache laitière (pis) et celle qui est tournée vers la gauche est une vache allaitante.

Différents types de flèches représentent les interactions entre faces et composants au sein du territoire :

- Les flèches représentent des flux physiques, mais pas financiers. Pour cela, les bourses représentent des rentrées d'argent liées au marché (produits) ou hors marché. Quand il n'y a pas de bourses en haut à droite c'est que nous avons jugé que les volumes financiers étaient négligeables. Nous n'avons mis une bourse du côté société-citoyen que dans le cas des Alpes Suisses qui nous semblent être un territoire touristique majeur, à la différence des autres considérés ici.
- Les flèches vertes représentent les effets positifs et les services écosystémiques rendus par le système étudié, et les flèches rouges les impacts négatifs de la production animale et les dysservices. Les très grosses flèches représentent de gros volumes produits (vers marché) ou le fait qu'il y ait des habitats remarquables (vers écosystèmes). Les flèches entrantes d'écosystèmes représentent les services intrants, les pressions ou dysservices. Les flèches entrant de "produits, marché, consommateurs" correspondent à des risques liés aux marchés.
- Les flèches provenant et arrivant des cinq faces sont définies comme tel :
 - Les effets délocalisés sont représentés par la flèche provenant de la boîte « intrants ».
 - La face « Écosystèmes » reprend les éléments environnementaux locaux et ceux liés au changement climatique.
 - Le consentement à payer et les aspects santé humaine sont en lien avec la face « société – citoyens ».
 - Les qualités nutritionnelles des produits sont en revanche dans la face « produits », avec la qualité sensorielle, les volumes, les prix, les modalités de commercialisation.
- Les aspects liés à l'organisation des filières sont inscrits dans la face « travail – emploi » ; deux flèches sortent vers travail-emploi pour représenter les emplois directs dans les exploitations (+ les emplois indirects dans tourisme) et les distinguer des emplois dans les filières (amont et aval) qui passent par la laiterie ou l'abattoir. Les industries amont-aval sont arbitrairement représentées par une laiterie dont la taille varie selon son poids régional.

2.2.2. Clés de lecture et limites de la représentation

Les flux d'un petit territoire peuvent être des interactions d'un territoire plus grand tout en augmentant ou en diminuant des stocks de territoires voisins. Selon la taille des territoires et leurs types d'élevage, le degré de transformation des produits animaux peut-être très variable.

L'autre délimitation concerne la définition de notre objet ou système : l'élevage et les produits animaux. L'élevage peut être inclus dans un agroécosystème, mais l'inverse n'est pas vrai. Ainsi nous considérons les effets de l'élevage sur le sol et son fonctionnement.

De même, l'éleveur est intimement lié à l'élevage mais ne lui est pas assimilé. Cela nous permet de considérer les revenus tirés de l'élevage et des produits animaux ou les conditions de travail comme des flux sortant de notre système. La même remarque s'applique aux acteurs du commerce et de la transformation des animaux et de leurs produits. Enfin, les consommateurs, y compris ceux du territoire considéré sont eux aussi hors de l'ensemble étudié. Ainsi des flux entrant et sortant de notre ensemble « élevages et produits animaux » ont lieu sur le territoire géographique considéré. Cela est évident pour les écosystèmes, mais aussi pour la consommation de produits animaux pour l'alimentation humaine dès lors que le territoire comprend des résidents. Ces flux étant de même nature que ceux sortant du territoire, ils sont représentés sur les mêmes faces.

L'analyse des services liés à l'élevage vise à identifier les synergies (Garbach *et al.*, 2016), tout en mettant en exergue la dépendance des résultats et combinaisons d'effets au contexte dans lequel les services sont mis en œuvre (German *et al.*, 2016). En effet, l'échelle d'évaluation des services fournis par l'élevage influe beaucoup sur les résultats (Grêt-Regamey *et al.*, 2015). Les échelles larges gommant notamment les impacts locaux ou au contraire certains bénéfices liés aux activités d'élevage.

Cette schématisation fait ressortir les éléments et domaines d'analyse les plus importants de notre expertise. Comme toute représentation visuelle, sa portée heuristique reste toutefois limitée car elle privilégie certains éléments, ici les éléments en interactions, interactions schématisées par des flèches, qui constituent le système. L'élément saillant et structurant du schéma est le polygone central représentant le territoire. L'accent est ainsi mis sur la structure spatiale des éléments qui constituent le système et la localisation des interactions et des processus étudiés, plutôt que sur leur temporalité. Cette référence au territoire, est nécessaire pour décrire les systèmes d'élevage, et permet de représenter l'ensemble des processus et des interactions. En revanche, pour un groupe d'entreprises agricoles ou agroalimentaires sises dans un même territoire physique, les territoires pertinents où se conjuguent leurs interactions environnementales, sociales et économiques, et leurs fondements administratifs et politiques diffèrent énormément. L'ensemble de ces territoires emboîtés ne peuvent dès lors pas être représentés dans une unique grange : notre mode de représentation permet bien de représenter plusieurs territoires en interaction.

Les systèmes d'élevage ne sont pas toujours territorialisables et inscriptibles dans les filières (exemple : Cedapa pour le lait correspond à un mitage des exploitations dans le territoire). En effet, dans le cas d'élevage peu lié au sol ou de filières très éloignées de la consommation, l'élevage n'est que peu territorialisé. Ceci est alors représenté dans la grange par des flèches entrant ou sortant.

Même si notre schéma vise à une représentation holistique du système considéré, nous pensons qu'il ne faut pas représenter l'ensemble des flux. Ce sont bien les éléments structurants que l'on privilégie. Les points mis en exergue par notre mode de représentation concernent ainsi les flux de biens ou de services qui ne font pas l'objet de flux financiers réciproques. Les flux d'informations témoignant du maintien et de la pérennisation d'un patrimoine culturel lié à une production et des pratiques qui lui sont associées, sont en revanche difficiles à représenter dans ce schéma. Or ces transmissions de savoirs contribuent à l'identité culturelle et à la vitalité des territoires. Par ailleurs, les variables de stock, qu'il s'agisse de capacités productives physiques et d'infrastructures, de compétences et de réseaux d'interconnaissance, de biodiversité, de patrimoine culturel ou de paix sociale, ne peuvent être visualisées simplement sur le schéma alors qu'elles contribuent à la dynamique des systèmes.

Enfin, les dynamiques, en particulier les irréversibilités et les non linéarités dans les évolutions entre composantes du système échappent également à ce type de représentation. L'ensemble de ces éléments sera cependant bien présent dans nos analyses.

2.3. Concepts et représentations pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage et des produits associés

Comme nous l'avons vu dans l'introduction, toutes les formes d'élevage ne se valent pas pour les services qu'elles fournissent et les impacts qu'elles génèrent. L'alimentation des animaux en est un déterminant clé, notamment au travers de ses impacts environnementaux. L'utilisation des prairies, sauf intensification ou extensification extrêmes (Soussana and Lemaire, 2014), et le recyclage des sous-produits de l'agroalimentaire apparaissent comme deux leviers clés pour réduire la pression sur les ressources et les pollutions. De manière générale, le renforcement du lien au sol en favorisant l'autonomie alimentaire des animaux par la diversification des cultures et l'autonomie en fertilisants par le recyclage des effluents, sont deux leviers essentiels mobilisés dans les systèmes de polyculture-élevage (Schiere *et al.*, 2002; Soussana and Lemaire, 2014).

Ci-dessous, nous analysons comment caractériser de manière générique et sur des bases scientifiques la diversité des élevages et des produits animaux. Cette catégorisation va au-delà des classifications habituelles conventionnel vs bio, avec ou sans labels.

2.3.1. Définition et caractérisation des formes d'élevage

2.3.1.1. Les clés pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage

Jusqu'à la fin du XXe siècle, les acteurs économiques de l'agriculture sélectionnent des espèces et des races à haut potentiel génétique pour augmenter la production potentielle dans des conditions climatiques déterminées. Ils mettent en place les conditions les plus adaptées pour la croissance des cultures et des animaux afin d'atteindre le potentiel génétique et ils adoptent des pratiques agricoles pour limiter les effets des facteurs abiotiques (eau et éléments nutritifs) et biotiques (effets négatifs des maladies et des ravageurs sur la production) sur la production (van Ittersum and Rabbinge, 1997). De plus, la recherche-développement cherche à améliorer l'environnement physique des situations de production : (i) la structure du sol déterminant le transfert de l'eau, la croissance des racines et le fonctionnement et, dans certains cas, (ii) les conditions climatiques locales (par exemple la température, le vent et l'ombre), ainsi que (iii) l'environnement de l'animal (bâtiment, notamment pour les monogastriques).

Le concept de services intrants, que nous avons présenté précédemment (Encart 1), a permis d'enrichir cette vision de l'élaboration des performances agricoles, en dépassant la dualité -production vs multifonctionnalité ou services. Sur ces bases, on peut distinguer deux grandes logiques de production : l'une fondée sur des intrants exogènes (de synthèse ou biologique) pour lesquels il est recherché une augmentation d'efficacité, l'autre basée des intrants endogènes fournis par la biodiversité. Dans le premier cas, à la différence du second, il n'y a pas de stratégie délibérée pour maximiser la production de services. Ceci signifie que les systèmes de culture et d'élevage s'inscrivant dans la première logique ont besoin d'une quantité importante d'intrants exogènes pour parvenir à des performances élevées, alors que selon la seconde logique, les services de régulation fournis par la biodiversité permettent de réduire fortement la quantité d'intrants exogènes. Ce changement de la façon de produire correspond à un changement de paradigme qu'ont bien mis en évidence les sciences sociales. Ces recherches distinguent deux types de durabilité : «shallow vs deep sustainability» (Hill, 1998), «weak vs strong multifunctionality», «weak vs strong ecological modernization of agriculture» (Horlings and Marsden, 2011), ou de principes sur lesquels l'agriculture repose « life sciences vs agro-écologie vision » (Levidow *et al.*, 2012). Sur la base de ces conceptualisations, Duru *et al.* définissent deux voies principales de modernisation écologique de l'agriculture compte tenu du rôle et du statut des services écosystémiques (Tableau 2.2) (Duru *et al.*, 2015b).

Paradigme	Intrants	Objectif et stratégie
Intrants exogènes	Intrants de synthèse	Accroissement de la compétitivité et réduction de la pollution par l'amélioration de l'efficacité des intrants ("Intensification écologique")
	Intrants biologiques	Accroissement de la compétitivité et réduction des impacts sur la biodiversité et la santé humaine par substitution d'intrants de synthèse par des intrants biologiques
Intrants endogènes	Biodiversité	Accroissement de la compétitivité à partir de l'accroissement de la biodiversité et des services écosystémiques ("Agriculture écologiquement intensive")

Tableau 2.2. Caractéristiques clés de systèmes d'élevage (adapté de (Duru *et al.*, 2015a; Duru *et al.*, 2015b))

La première voie de modernisation vise à faire face aux problèmes environnementaux en augmentant l'efficacité d'utilisation des ressources (par exemple, les engrais, les pesticides, l'eau, les aliments pour le bétail), le recyclage des déchets ou sous-produits d'un sous-système dans un autre (Kuisma *et al.*, 2013) et l'application de bonnes pratiques agricoles (Ingram, 2008) ou les technologies de précision de l'agriculture (Rains *et al.*, 2011). Une variante est basée sur le remplacement des intrants de synthèse par des intrants biologiques : intrants organiques (Singh *et al.*, 2011) ou organismes génétiquement modifiés (Godfray *et al.*, 2010). Conformément à la classification de Hill (Hill, 1998), ces deux logiques sont appelées respectivement efficacité et substitution (Duru *et al.*, 2015a; Duru *et al.*, 2015b). Elles consistent généralement à modifier de façon incrémentielle les pratiques culturales ou de gestion des animaux dans les systèmes spécialisés pour se conformer à la réglementation environnementale, tout en préservant la compétitivité économique (Duru and Therond, 2015).

La deuxième voie vise à améliorer fortement le niveau de services fournis par les écosystèmes *sensu largo* (la plante, le sol, l'animal, le paysage) et à renforcer leur résilience, c'est-à-dire le maintien de leur niveau au fil du temps face aux pressions externes. S'agissant de services fournis à l'agriculture (Zhang *et al.*, 2007), la communauté française parle de services intrants (Le Roux *et al.*, 2008). La fourniture de ces services dépend beaucoup de la biodiversité planifiée et associée et plus généralement de l'état de l'écosystème. La biodiversité planifiée (cultivée) est déterminée par la combinaison spatio-temporelle d'espèces végétales et animales intentionnellement intégrées par l'agriculteur dans l'écosystème agricole. La biodiversité associée est déterminée par la distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée et les pratiques qui modifient l'état de l'écosystème comme le (non)travail du sol et les implantations d'infrastructures paysagères. Plus généralement les pratiques agricoles conditionnent la biodiversité végétale et animale présente dans l'écosystème et l'état des composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème. De ce fait, elles déterminent l'intégrité ou santé des écosystèmes (sl) notamment de l'animal. Par exemple, la surface allouée par animal au pâturage, mais surtout en bâtiment, contribue à leur santé. Les pratiques agricoles qui permettent d'établir un état favorable à l'expression des services visent donc à augmenter l'intégrité ou la santé des écosystèmes (sl) au travers du contrôle des variables lentes relatives au sol, à l'animal et au paysage pour *in fine* augmenter la résilience des services fournis. Cette logique d'agriculture se traduit généralement par la fourniture de services écosystémiques (régulation du climat par séquestration du carbone), la réduction des impacts environnementaux, et une amélioration du bien-être animal. Elle tente de repositionner l'agriculture au cœur des systèmes écologiques, sociaux et économiques locaux, en valorisant au mieux les ressources naturelles locales. Elle nécessite une forte restructuration des systèmes agricoles. Elle introduit un changement de paradigme dans la vision des innovations et des systèmes agricoles, en particulier dans leurs objectifs et les performances attendues (Caron *et al.*, 2014). Elle conduit à modifier fortement la vision, le rôle et la gestion de l'environnement (la nature) dans la production agricole (Levidow *et al.*, 2012). Le développement d'une agriculture fondée sur la biodiversité nécessite une forte restructuration des systèmes agricoles. Elle nécessite donc une reconception des systèmes agricoles selon la nomenclature de Hill (Hill, 1998). Le changement de paradigme sous-jacent à une agriculture basée sur l'aggradation des processus écologiques est généralement défini comme l'agroécologie (Encart 2).

Encart 2 : L'agroécologie vue comme une déclinaison des concepts de l'écologie en agriculture : du champ cultivé aux agroécosystèmes (extraits des « Les mots de l'agronomie »)

L'agroécologie propose une révision des modes de production, révision qui repose sur l'utilisation des principes et concepts issus de l'écologie (Gliessman, 2007) afin de répondre à un double objectif. Le premier est d'optimiser leur productivité sur la base de concepts écologiques, tout en renforçant leur capacité de résilience face à de nouvelles incertitudes imposées par le changement climatique et la volatilité des prix agricoles et alimentaires. Le second consiste à maximiser les services écologiques susceptibles d'être fournis par les agrosystèmes et à en limiter les impacts négatifs, en particulier par une moindre dépendance aux ressources fossiles. L'agroécologie se réfère alors à un ensemble de pratiques agricoles dont la cohérence repose sur l'utilisation des processus écologiques et la valorisation de l'(agro)biodiversité.

L'agroécologie est alors vue comme un ensemble de méthodes et de pratiques pour une agriculture respectant les ressources naturelles. Au cours des années 1980, Miguel Altieri (Altieri, 2002) et Stephen Gliessman (Gliessman, 1990), la définissent alors comme un ensemble de méthodes et de pratiques socle d'une révision des liens entre agriculture et écosystèmes dont le but est de garantir la préservation des ressources naturelles. De Schutter résume cette définition de l'agroécologie par « la recherche des moyens d'améliorer les performances environnementales et techniques des systèmes agricoles en imitant les processus naturels, créant ainsi des interactions et synergies biologiques bénéfiques entre les composantes de l'agroécosystème » (De Schutter, 2014). L'agroécologie est alors considérée comme un cadre d'action et d'innovation qui propose des concepts, des outils et des pratiques facilitant la transition vers des systèmes durables. À l'inverse, l'agroécologie n'est pas qualifiée comme un mode de production défini par un ensemble de pratiques telle que l'agriculture biologique, la production ou la protection intégrée des cultures. Aucune réglementation ni certification n'est associée à ce terme.

Duru *et al.* ont clairement montré que la part de la production agricole permise par les services intrants est plus ou moins importante selon le paradigme sur lequel les systèmes agricoles sont basés (Figure 2.12) (Duru *et al.*, 2015b; Duru *et al.*, 2016). Sur la base de cette représentation, nous identifions les différentes formes majeures de l'élevage au carrefour de systèmes d'élevage, des systèmes alimentaires et des dynamiques locales. Nous clarifions tout d'abord les différentes logiques d'élevage selon la place et la fonction des services écosystémiques ou des apports anthropiques dans le processus de production agricole. Ensuite, pour chacune de ces trois logiques, nous identifions les interactions possibles avec les systèmes alimentaires et les dynamiques territoriales.

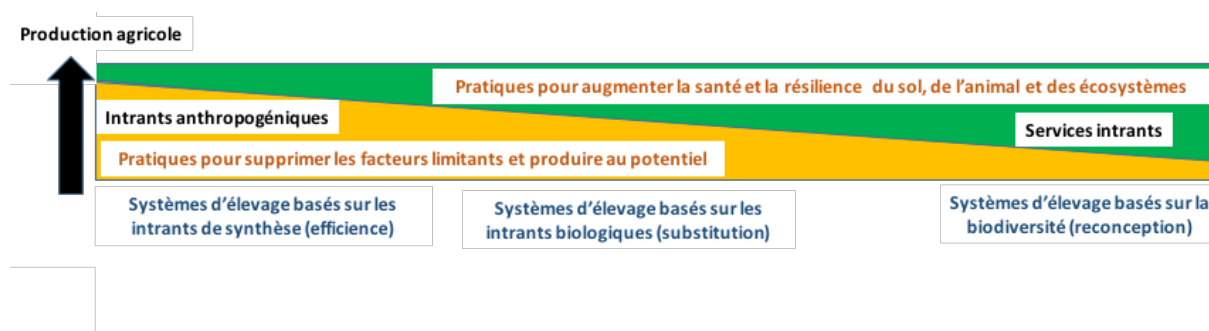


Figure 2.12. Systèmes d'élevage selon la part de la production permise par les intrants exogènes ou les services écosystémiques (adapté de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2016))

2.3.1.2. Logiques de systèmes d'élevage selon la nature des intrants

Intrants de synthèse

Les systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse cherchent à faire face à des contraintes économiques et à la réglementation environnementale en optimisant l'utilisation des intrants selon les besoins des plantes et des animaux, ce qui permet de limiter les pollutions (émissions dans le sol et l'atmosphère, résidus de produits phytosanitaires). L'un des défis est d'évaluer avec précision le niveau et la dynamique des services intrants dans l'espace (plantes) et le temps (plantes, animaux) afin d'optimiser le niveau des apports anthropiques nécessaires pour atteindre le niveau de production visé. Les technologies de l'agriculture de précision à base de capteurs positionnés dans le sol, sur les machines, les animaux ou dans les drones, les avions et les satellites permettent de surveiller le niveau des différentes variables et d'optimiser les intrants à appliquer. Ils sont surtout développés pour gérer les nutriments, surtout d'azote, les mauvaises herbes (par exemple, le désherbage robots, ciblé les applications de pesticides) et l'alimentation des animaux (rationnement, complémentation, surveillance des chaleurs...). Toutes ces technologies peuvent permettre aux systèmes agricoles ainsi d'accroître l'efficacité d'utilisation des intrants, de réduire les impacts environnementaux et, en fonction du coût des technologies, les performances économiques. Amortir ces technologies peut cependant conduire les agriculteurs à augmenter la taille de leur exploitation afin d'atteindre l'économie d'échelle adaptée. Les réglementations environnementales peuvent les inciter à des changements tels que la mise en œuvre de plantes de couverture dans les zones vulnérables ou des surfaces minimales d'épandage (monogastriques). Dans ce cas, les cultures de couverture sont mises en œuvre selon les règles prescrites en matière de semis et de dates de destructions.

Intrants biologiques

Considérant la réticence de la société aux pesticides de synthèse pour des raisons de santé humaine et des écosystèmes, certains agriculteurs cherchent à remplacer ces intrants de synthèse par des intrants biologiques tout en conservant un système d'élevage spécialisé. Au-delà de l'utilisation classique des engrais organiques comme substitut aux engrais de synthèse, de nouvelles pratiques liées à la lutte biologique se développent pour imiter le fonctionnement écologique des agroécosystèmes diversifiés. En mettant en œuvre les ennemis naturels des cultures développés industriellement (par exemple trichogramme dans le maïs) et d'autres organismes pourvoyeurs de services (par exemple, azotobacters, probiotiques, champignons mycorhiziens, bio-stimulants pour le sol et les animaux), les agriculteurs cherchent à développer des processus biologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes naturels (Philippot *et al.*, 2013). Il s'agit aussi de nouvelles thérapeutiques visant une gestion sanitaire intégrée. Par exemple, il a été montré récemment qu'un polysaccharide marin-sulfaté, préparé à partir d'une macroalgue verte, agit comme un composé antibactérien contre 42 souches bactériennes et isolats trouvés chez les animaux d'élevage (Berri *et al.*, 2016)

Services écosystémiques et biodiversité

La fourniture de services intrants nécessite une diversité d'espèces, de variétés ou de races, en vue de développer des synergies entre les différents composants du système d'élevage (cultures, prairies et animaux). Pour les cultures, il s'agit d'augmenter leur diversité dans l'espace (par exemple, les cultures intercalaires, les bordures de champs diversifiés) et le temps (rotations de cultures et couverture du sol), et aussi de minimiser les perturbations mécaniques et chimiques portant préjudice au fonctionnement biologique du sol ; pour les prairies cette diversité repose surtout sur les associations plurispécifiques incluant les légumineuses (Duru *et al.*, 2015b). Pour les animaux, ce peut être l'ingestion de plantes ayant un pouvoir anthelminthique (Collas *et al.*, 2016; Hoste *et al.*, 2006; Hoste *et al.*, 2015 ; Quijada *et al.*, 2015) pour réduire l'usage de médicaments, l'association de ressources fourragères grossières et fines pour favoriser l'ingestion (Ginane *et al.*, 2002). Pour les herbivores, la diversification des ressources alimentaires suppose de conserver la même densité en énergie et protéine si l'objectif est d'atteindre les mêmes performances. Lorsque des intrants exogènes, synthétiques ou biologiques sont nécessaires à l'augmentation du niveau de production au-delà de celui permis par les seuls SE, ils doivent être utilisés avec parcimonie pour ne pas réduire les avantages permis par les SE à court et à long terme (Pisante *et al.*, 2015).

Plus généralement, ce type d'agriculture repose sur la préservation de l'intégrité des entités de gestion (les plantes, les sols, les paysages, les animaux) (Kandziora *et al.*, 2013) en vue de réduire leur vulnérabilité (de Goede *et al.*, 2013) ou d'améliorer leur « santé » (Vieweger and Döring, 2015) ou résilience (Döring *et al.*, 2015). Les propriétés à rechercher sont par exemple, la capacité d'un écosystème à (i) stocker les nutriments, l'énergie et l'eau lorsque ces ressources sont disponibles et à les libérer lorsque nécessaire, (ii) fournir des habitats appropriés pour les espèces différentes d'intérêt pour fournir des services de régulation. Pour les plantes, cet objectif nécessite de promouvoir la vie biologique du sol par exemple, en supprimant le travail du sol ; pour les animaux domestiques, ce peut être les modes d'élevage du jeune, le choix d'une date de mise à la reproduction pas trop précoce et une densité animale pas trop importante pour le bien être... (de Goede *et al.*, 2013).

Les agriculteurs doivent gérer trois propriétés clés de l'écosystème agricole pour développer le niveau de la production et de la résilience des SE (Biggs *et al.*, 2012) : la diversité et la redondance, la connectivité et l'état des variables lentes. La première propriété a été définie ci-dessus. La connectivité entre les entités biophysiques détermine la circulation des matières, d'organismes et d'énergie. Elle détermine les capacités de dispersion des espèces entre les habitats (Tscharntke *et al.*, 2005) et contribue ainsi à la performance du système. Les variables lentes concernent par exemple la matière organique du sol et les réseaux trophiques. Elles déterminent la dynamique des variables rapides, par exemple, la minéralisation de l'azote, la réserve en eau et les régulations biologiques. La gestion à court, moyen et long terme des variables lentes détermine le fonctionnement quotidien (disponibilité en azote et phosphore), annuel (structure du sol) et à long terme (dynamique des matières organiques, santé des animaux).

Ces trois logiques peuvent mobiliser les nouvelles technologies de l'information (Encart 3).

Encart 3 : Agriculture numérique et nouvelles technologies

Les nouvelles technologies de l'agriculture numérique permettent de mieux contrôler les états des plantes et des animaux et d'optimiser les apports d'intrants (engrais, fertilisants, concentrés). Au-delà de ce type de « smart » agriculture, quelques initiatives portent sur des bases de connaissance permettant de capitaliser et partager des expériences. Ce dernier type de dispositif est particulièrement adapté pour des agricultures basées sur les services intrants pour lesquels l'incertitude sur les relations pratiques-biodiversité et biodiversité-performances est grande (Duru *et al.*, 2015b).

Dans un autre domaine, des méthodes d'analyse rapides, non invasives pour identifier facilement la qualité des produits permettraient de mieux valoriser des produits pour leur qualité. Ainsi, les viandes rouges ont actuellement des profils en acides gras très dépendant des modes d'alimentation, sans que cette composition soit actuellement caractérisée et tracée. Des analyses dans le proche infrarouge pourraient être faites à l'abattoir pour trier les carcasses et ainsi mieux valoriser celles présentant un meilleur profil.

2.3.1.3. Formes d'élevage selon leur inscription dans les systèmes alimentaires et les dynamiques locales

Systèmes alimentaires et dynamiques territoriales

Les exploitations d'élevage sont intégrées dans les systèmes alimentaires qui comprennent les institutions, les entreprises, les technologies et les pratiques pour la production et la transformation des matières premières, ainsi que la distribution, la commercialisation et la consommation des aliments ; les premières catégories d'activités constituant la filière (Foran *et al.*, 2014). Nous définissons les formes d'élevage par la nature et l'intensité d'insertion des systèmes d'élevage dans les systèmes alimentaires. Ces systèmes alimentaires influencent non seulement ce qui est consommé et comment le produit est fabriqué, mais aussi l'accès à la nourriture et la possibilité de choisir sa qualité (Capone *et al.*, 2014). Les systèmes alimentaires mondialisés se sont fortement développés ces dernières décennies avec une forte incidence sur l'homogénéisation des systèmes alimentaires nationaux (Khoury *et al.*, 2014) et sur la santé (Monteiro *et al.*, 2013). A l'opposé, il existe des systèmes alimentaires territorialisés, très intégrés dans les dynamiques territoriales pour la gestion des ressources, par exemple au travers de l'économie circulaire (Encart 4), ou par la mise en marché des produits de l'agriculture.

Encart 4 : Ecologie industrielle et économie circulaire

Dumont *et al.* (2013) ont proposé cinq principes permettant d'améliorer l'efficacité de l'élevage : i) optimiser le fonctionnement des systèmes d'élevage pour réduire les pollutions, ii) utiliser des ressources naturelles et des coproduits pour diminuer les intrants nécessaires à la production iii) développer des pratiques de gestion intégrée pour améliorer la santé animale, iv) valoriser la diversité dans les élevages pour renforcer leur résilience, et v) adapter les pratiques d'élevage pour préserver la biodiversité dans les agroécosystèmes et les services écosystémiques associés (Dumont *et al.*, 2013).

Le premier principe relève de l'économie circulaire, les trois derniers de l'agroécologie (Encart 1) et le second des deux domaines.

L'économie circulaire, un domaine de l'écologie industrielle, vise à limiter l'utilisation des ressources naturelles qui sont limitées par une meilleure fermeture des cycles de l'énergie et des nutriments. Le développement du recyclage repose sur le fait que les sorties ou les déchets d'un processus devient un intrant pour un autre. Ce recyclage nécessite des coordinations entre agents économiques.

Un exemple type d'économie circulaire est celui de la méthanisation lorsqu'elle repose sur l'utilisation principale des déjections des élevages, ou bien celui de l'utilisation des produits résiduels des villes pour fertiliser les champs. Le bouclage des cycles (matière, énergie) pour économiser les ressources nécessaires à la production, et diminuer les pollutions, présente un intérêt surtout pour des systèmes d'élevage ayant un faible lien au sol (approche métabolique des systèmes productifs), alors que les ruminants peuvent mobiliser des principes des deux domaines (Dumont *et al.*, 2013) ; les principes de l'agroécologie prenant le pas sur ceux de l'économie circulaire lorsque la biodiversité permet de produire des services écosystémiques. En effet, pour les élevages de ruminants, l'analyse des services fournis par les prairies amène plutôt à mobiliser le cadre d'analyse des services écosystémiques (Thomas *et al.*, 2014), en distinguant les services intrants, les services de régulation à l'échelle du bassin versant et de la planète (Moraine *et al.*, 2014). Cette distinction entre approche métabolique et écosystémiques des systèmes d'élevage permet d'examiner les performances des systèmes de polyculture-élevage selon que sont mises en œuvre des complémentarités ou des synergies entre les ateliers (Moraine *et al.*, 2016).

Les systèmes d'élevage peuvent donc être examinés selon qu'ils s'inscrivent plutôt dans des systèmes alimentaires mondialisés ou qu'ils sont ancrés dans des dynamiques territoriales pour la valorisation des ressources naturelles ou la mise en marché de produits ayant un ancrage dans un territoire (Figure 2.13). Ces formes d'agriculture territorialisées et fondées sur la fourniture de services intrants rentrent sous l'ombre de l'agroécologie vue comme un développement agricole et alimentaire durable (Encart 5). Pour chacun des trois types de système d'élevage caractérisés par la nature des intrants (synthèse, biologique, biodiversité), nous caractérisons ci-dessous les principaux types d'interactions qu'elles peuvent développer avec les systèmes alimentaires mondialisés et avec les dynamiques territoriales (locales) comme indiqué sur la figure 2.13.



Figure 2.13. Systèmes alimentaires globaux et dynamiques territoriales au sein desquels les systèmes d'élevage sont embarqués

Encart 5 : L'agroécologie vue comme le développement agricole... et alimentaire durable (extraits de « Les mots de l'agronomie »)

Les enjeux de durabilité conduisent à une révision des modèles de production agricoles et alimentaires. Les agroécosystèmes doivent garantir non seulement une fonction de production mais aussi un ensemble de services écologiques – par exemple préservation de la ressource en eau, pollinisation, contrôle des ravageurs – et sociaux tels que le maintien d'un tissu rural, l'emploi et l'équité ((Dale and Polasky, 2007; MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005). De tels enjeux exigent la prise en compte des composantes non seulement biotechniques mais aussi sociales de l'agriculture. L'agroécologie traduit le croisement des sciences agronomiques, environnementales et sociales afin de constituer une source d'innovations pour une reconstruction et une gestion durables des agroécosystèmes (Gliessman, 2007 ; Tomich *et al.*, 2011). Les agroécosystèmes sont appréhendés au-delà d'une approche biotechnique en s'intéressant aux facteurs politiques et économiques qui en déterminent l'organisation. La contribution des sciences humaines et sociales permet de placer les acteurs au centre du processus d'innovation. Warner préconise pour cela une combinaison des savoirs empiriques, portés par les agriculteurs, et des connaissances scientifiques, par plusieurs disciplines, sources d'innovations et d'actions (Warner, 2007).

Au début des années 2000, la définition de l'agroécologie connaît un nouvel élargissement, l'échelle d'étude passant de l'agroécosystème à l'ensemble du système alimentaire appréhendé dans ses dimensions écologiques, économiques et sociales (Francis *et al.*, 2003). Francis *et al.* et Gliessman considèrent l'agroécologie comme « une science d'application des principes et concepts de l'écologie pour la construction de « systèmes alimentaires durables » (Francis *et al.*, 2003 ; Gliessman, 2007).

Les contours de l'agroécologie, vus par les scientifiques, ont évolué au cours du temps. Bien que l'agronomie et l'écologie soient les racines disciplinaires de l'agroécologie, les sciences sociales et humaines (sociologie, économie, géographie) y contribuent actuellement (Dalgaard *et al.*, 2003).

Parallèlement, l'agroécologie est passée d'une approche centrée sur le champ cultivé à une approche globale incluant les relations entre les agroécosystèmes et les exploitations agricoles qui les composent. Aujourd'hui, les définitions proposées par Francis *et al.* et Gliessman ne se rapportent plus à une échelle spatiale privilégiée mais s'intéressent à « l'écologie des systèmes alimentaires » dont les composantes techniques, économiques, sociales et politiques se déclinent à différents niveaux d'organisation (Francis *et al.*, 2003 ; Gliessman, 2007).

Systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse pour la production de matières premières

Les systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse sont généralement intégrés dans des systèmes alimentaires globalisés (Figure 2.14 - quadrant en bas à gauche), (Marsden, 2013). Il s'agit de marchés de composés ; les produits étant souvent considérés comme des minerais. L'approvisionnement (concentrés, machines) se fait aussi sur un marché mondialisé. Le pouvoir est généralement concentré dans les grandes firmes ou coopératives (O'Kane, 2012). Ce type d'élevage peut concerner des agricultures de firme mais aussi des exploitations familiales. La logique d'économie d'échelle passe souvent par l'agrandissement des structures qui peut atteindre en Europe des dimensions importantes... (ferme des 1 000 vaches ; club...), et par des économies d'agglomération (et de spécialisation) pour réduire les coûts d'approvisionnement et de collecte.

L'amélioration des performances économiques, environnementales (émission de méthane, fuite d'azote), sociales (allègement du travail) et de santé (équilibre entre acides gras) repose sur le développement de la génétique, des technologies (agriculture et élevage de précision), et des bonnes pratiques. En raison des spécificités du produit ou de fixation des prix, les agriculteurs peuvent avoir des contrats pour certaines productions. Leur résilience économique face aux risques biophysiques peut être prise en charge par les assurances proposées par les filières ou les banques. Ces assurances peuvent conduire les agriculteurs à augmenter la part des cultures de vente surtout en cas de monocultures (Muller and Kreuer, 2016). En raison de leur forte intégration dans les chaînes d'approvisionnement, ces systèmes d'élevage sont souvent mal reliés aux enjeux locaux de gestion des ressources naturelles. C'est pourquoi les stratégies mises en œuvre conduisent souvent à des conflits concernant par exemple le déficit en eau pour l'irrigation (Murgue *et al.*, 2015), mais aussi la qualité de l'eau (pollution), et l'érosion des sols non couverts (Souchère *et al.*, 2010). Un exemple typique de ce découplage entre le marché mondial et les questions environnementales locales est le marché mondial du soja qui a considérablement augmenté depuis les années 1990. Les impacts environnementaux sont observés

dans les zones à forte concentration des élevages, mais aussi dans les régions où le soja est cultivé (par exemple, pollution et déforestation) (Billen *et al.*, 2014).

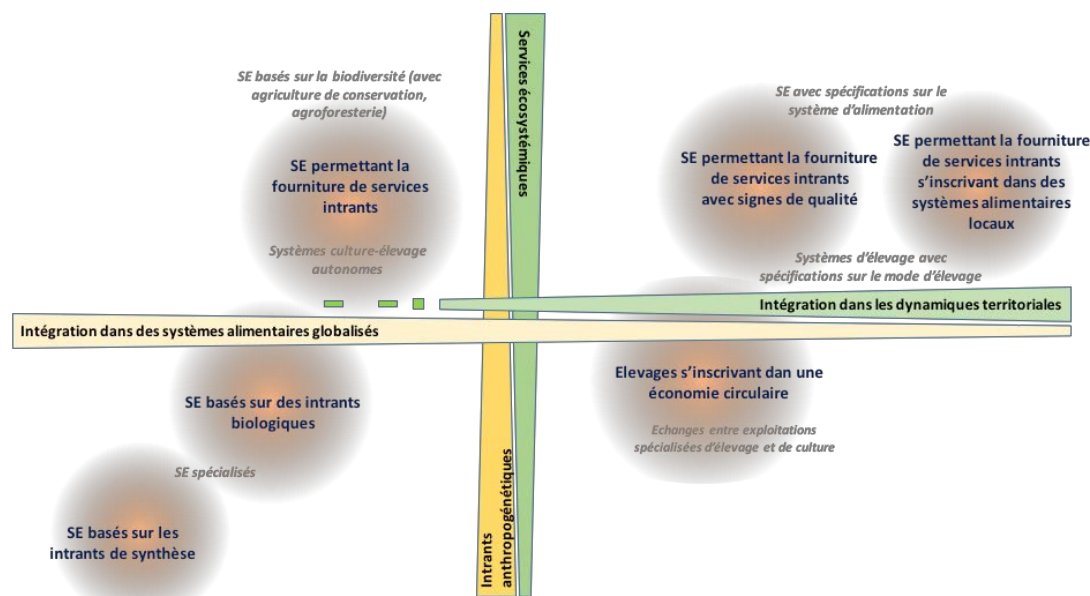


Figure 2.14. Six formes clés d'élevage (SE) selon qu'ils sont basés sur les services écosystémiques ou les intrants de synthèse (axe Y) et selon leur inscription dans des systèmes alimentaires mondiaux et les dynamiques territoriales (axe X) ; adapté de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2016)

Systèmes d'élevage basés sur des intrants biologiques et organiques pour des raisons sanitaires et/ou environnementales

Les systèmes agricoles basés sur des intrants biologiques et organiques sont le plus souvent aussi intégrés dans les systèmes alimentaires globaux pour l'achat d'intrants biologiques (par exemple les bio-stimulants et les bio-pesticides) et la vente de produits bruts qui alimentent les marchés régionaux ou mondiaux. Il s'agit toujours de systèmes d'élevage simplifiés en termes de biodiversité. Deux sous types peuvent être distingués selon que la substitution s'opère à l'échelle de la ferme ou du territoire.

A l'échelle de la ferme, la substitution consiste à remplacer les intrants de synthèse par des intrants organiques ou biologiques, de manière partielle (polyculture-élevage avec légumineuses) ou totale comme en agriculture biologique par exemple. Cette substitution peut concerner les fertilisants, les pesticides et les médicaments apportés aux animaux (Figure 2.14 - quadrant en bas à gauche de l'axe central). Dans le cas d'un label bio, les produits donnent accès à une filière spécifique pour la collecte (lait) et la mise en marché (tous produits).

Ces systèmes peuvent aussi évoluer en remplaçant les intrants de synthèse par des intrants organiques fournis à l'échelle locale (Figure 2.14 - quadrant en bas à droite). Il s'agit d'échanges entre entreprises participant au développement d'une économie circulaire. Là encore, l'objectif est d'accroître l'efficacité de l'utilisation des ressources par le développement et la structuration des échanges de matières et d'énergie le plus souvent au niveau local, soit pour réduire l'utilisation d'intrants de synthèse, soit pour optimiser l'utilisation de ressources locales. Dans les deux cas, on parle de substitutions reposant sur des échanges d'intrants agricoles, de produits, sous-produits et déchets. L'environnement est alors considéré au travers de préoccupations portant sur la rareté des ressources, la pollution et la limitation des déchets. Cette forme d'intégration territoriale des activités économiques peut permettre par exemple de développer : (i) l'utilisation de matières organiques dérivées de déjections animales ou de déchets verts pour améliorer l'état du sol organique du sol, (ii) l'utilisation de produits agricoles à des fins énergétiques (cultures dédiées ou résidus tels que la paille), (iii) l'utilisation de sous-produits de l'agro-industrie pour l'alimentations des animaux. Dans cette forme d'intégration territoriale, les échanges entre les exploitations spécialisées en grande culture et en élevage (fumier, paille ou même les aliments pour

animaux) peuvent se développer sans pour autant remettre en cause la succession de cultures (Moraine *et al.*, 2016). Les questions de logistique (transport, transformation) et économiques (stabilité du marché) peuvent être gérées directement par les agriculteurs ou par la filière (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016). Les échanges peuvent également être développés entre les élevages et d'autres opérateurs d'une filière (transformation des aliments, transport) ou avec d'autres secteurs d'activité (produisant par exemple des déchets organiques) (Nitschelm *et al.*, 2016). En conséquence, les systèmes agricoles à base de substitution, peuvent tout à la fois être intégrés dans une filière mondialisée pour la commercialisation de leurs produits et dans le territoire au travers de l'économie circulaire. Par exemple, un élevage biologique basé sur une faible diversité de cultures peut être fortement intégré dans les échanges locaux pour obtenir des engrais organiques (Fernandez-Mena *et al.*, 2016).

Systèmes d'élevage basés sur la recherche d'autonomie ou de valorisation des produits

Pour les systèmes d'élevage basés sur la biodiversité, il existe un gradient d'intégration territoriale. On peut distinguer une recherche d'autonomie au niveau de la ferme ou au niveau du territoire par des échanges entre exploitations spécialisées. Une autre stratégie repose sur l'ancrage territorial de la production par la mise en place de signes de qualité ou de circuits courts pour mieux valoriser les produits.

Dans la logique d'une recherche d'autonomie au niveau de la ferme, ces formes d'élevage reposent sur l'augmentation de la diversité des plantes (légumineuses, rotations diversifiées, haies...) pour réduire le besoin en intrants de synthèse (engrais minéraux, antibiotiques), et sur la création de conditions pour réduire la vulnérabilité aux perturbations (climat pour la croissance des plantes, maladies pour les animaux). En outre, la recherche d'une autonomie alimentaire passe par le choix d'une diversité de ressources fourragères dont les compositions en énergie et en protéines permettent de couvrir les besoins alimentaires, voire d'espèces ou races d'animaux pour entre autre valoriser une diversité de ressources lorsque contrainte par le milieu (ex zones humides ou sèches) (Anderson *et al.*, 2012), (Figure 2.14 - quadrant haut gauche). Plus globalement, cette forme d'élevage repose sur l'intégration entre cultures et animaux. Des systèmes incluant des proportions importantes de légumineuses, y compris en interculture, joints à des modes de récolte performant (pâturage en flux tendus, ensilages précoces), permettent d'atteindre des performances par hectare et par animal très élevées du fait de l'équilibre et de la forte concentration en énergie et en protéine des ressources. De fait, il existe un gradient d'intégration selon le niveau de biodiversité et d'interactions entre composants du système d'élevage. Par exemple pour les ruminants, il peut s'agir de systèmes herbagers autonomes (avec une part de cultures pour l'autonomie en paille et protéines), de systèmes avec agriculture de conservation pour promouvoir la vie biologique du sol, mais dont les couverts végétaux sont pâturés, voire de systèmes avec agroforesterie où les haies servent d'ombrage aux animaux, les jeunes rameaux à la ration de base et les branchages à fabriquer du bois raméal fragmenté utilisé comme amendements. Plusieurs espèces animales peuvent coexister ou se succéder au pâturage pour bénéficier de complémentarités (utilisation de l'herbe) ou limiter des risques (parasitisme). De tels systèmes herbagers produisent des laits riches en oméga 3 mais qui souvent ne sont pas valorisés comme tels (Magrini and Duru, 2015). Pour les monogastriques, de tels systèmes peuvent aussi s'observer : ration provenant pour partie de l'herbe, arbres dont les baies peuvent être utilisées par les porcs ou volailles. Lorsqu'il n'y a pas de filières spécifiques, les produits sont vendus sur les marchés régionaux ou mondiaux.

Le développement des échanges entre exploitations de grande culture et d'élevage est un premier niveau d'intégration territoriale permettant d'offrir des possibilités de diversification (Figure 2.14 - quadrant haut centre-droit). Ces échanges peuvent permettre d'améliorer la teneur en matières organiques dans les exploitations de grande culture par application de fumier ou culture de la luzerne (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016). Une autre forme d'intégration territoriale correspond au développement de produits animaux ayant un ancrage territorial reconnu par un label, et mis en vente ou non sur des marchés locaux (vente directe, circuits courts...) (Figure 2.14 - quadrant haut droit ; Encart 6). Comme les formes précédentes d'agriculture, les systèmes d'élevage fondés sur la biodiversité ou sur l'autonomie peuvent également être impliqués dans une économie circulaire. En outre, certains produits des systèmes d'élevage fondés sur la biodiversité peuvent être encore vendus sur les marchés mondiaux. Les marchés locaux et mondiaux coexistent alors et sont considérés comme complémentaires.

Le développement de systèmes alimentaires locaux, lorsqu'associés à une gestion collective du paysage correspond au niveau d'intégration territoriale le plus élevé. Il relève d'un paradigme d'éco-économie relocalisant l'agriculture et ses politiques au cœur des systèmes locaux de développement (Marsden, 2012). Les principales préoccupations portent sur la gestion des ressources naturelles, l'intégrité du paysage, la multifonctionnalité, le bien-être humain et les dynamiques sociales locales. Les acteurs investis dans ces dernières formes d'agriculture ont une vision sociale et politique de l'agroécologie. Ils considèrent qu'une forme aboutie de l'agroécologie porte sur un degré élevé d'autonomie alimentaire dans un territoire, associé à de fortes préoccupations éthiques sur les façons de produire (Encart 7).

Encart 6 : Positionnement des agricultures de labels

Les labels recouvrent une grande diversité de façon de produire. On peut déjà citer ceux pour lesquels le cahier des charges porte sur une obligation de moyens (l'agriculture biologique, nombre d'AOP) ou de résultats (filière Bleu Blanc Cœur). En outre, la plupart des signes de qualité peuvent s'inscrire dans plusieurs des six modèles que nous avons décrits. Ainsi, l'agriculture biologique peut relever de la logique de substitution ou de biodiversité selon le degré de services écosystémiques mobilisés. Dans le premier cas, il y a seulement remplacement des intrants de synthèse par des intrants biologiques, sans changement fondamental du système d'élevage. Dans le second cas, la logique des systèmes est modifiée, le plus souvent par la diversification des ressources alimentaires et la révision à la baisse des objectifs de production.

Les élevages s'inscrivant dans la logique de l'éco-économie font souvent valoir des façons de produire proches de la nature qui sont parfois reconnues par un label (label rouge, AOP, bio...). Si la plupart ont comme principe un lien au sol, l'intensité de ce lien est très variable au sein d'un signe de qualité selon la surface allouée à l'animal, la possibilité de pâturer effectivement, l'apport d'une diversité de ressources permise par exemple par l'agroforesterie. En France, peu de ces labels font explicitement référence à la valeur santé des produits animaux, alors que c'est le cas, notamment pour les ruminants au travers des labels « nourri à l'herbe » aux USA et en Hollande (Elgersma, 2015).

En France, les produits Bleu Blanc Cœur (BBC) garantissent une teneur élevée en oméga 3 (en général très déficitaire dans l'alimentation des pays occidentaux) par ajout de graines de lin extrudé. Est alors mis en avant la valeur santé des produits animaux portant ce label (Magrini and Duru, 2014). Pour les ruminants, le niveau de cet ajout dépend de la ration de base : il est élevé lorsque la ration est basée sur le maïs et faible ou nul pour une ration basée sur l'herbe. La filière BBC participe à la fois au soutien de la forme d'agriculture basée sur l'efficacité, mais parfois aussi sur celle basée sur la diversification/biodiversité lorsque les éleveurs s'appuient sur le fait que renforcer la place de l'herbe permet de bénéficier d'un prix du lait supérieur sans ajouter beaucoup de lin à la ration (Magrini and Duru, 2015).

Encart 7 : L'agroécologie vue comme un mouvement social (extraits de « Les mots de l'agronomie »)

L'agroécologie a souvent été portée, en France et ailleurs (voir l'exemple du Brésil, *in* (Wezel *et al.*, 2009)) par les mouvements sociaux. Elle a émergé progressivement en fédérant plusieurs initiatives locales mais aussi internationales (Ollivier *et al.*, 2011). Selon P. Rabhi, un des promoteurs de l'agroécologie en France, celle-ci se situe au-delà « d'une simple alternative agronomique. Elle est liée à une dimension profonde du respect de la vie et replace l'être humain dans sa responsabilité à l'égard du vivant ». Ces mouvements visent à promouvoir l'autonomie alimentaire et la reconstitution du lien social. Certains mouvements, principalement en Amérique du Sud, associent l'agroécologie au retour à une souveraineté alimentaire localisée, au maintien d'une agriculture familiale et au développement d'une agriculture écologique fondée sur de forts liens entre les productions animales et végétales (Altieri and Toledo, 2011). L'agroécologie repose ici sur une triple dimension, technique (par la mise au point et l'utilisation de pratiques centrées sur la valorisation des cycles naturels et la préservation des ressources), éthique (respect et intégrité du vivant, justice sociale) et politique (basée sur une analyse critique des modèles agricoles et alimentaires dits industriels). Cette vision est souvent éloignée des contours proposés par les scientifiques, même si certains pionniers comme Altieri (1999) ou le sociologue espagnol Eduardo Sevilla Guzmán sont fortement liés à ces mouvements.

2.3.2. Coexistence et dynamiques des formes d'élevage dans un territoire

2.3.2.1. Une approche multi niveaux pour comprendre les dynamiques d'innovations qui régissent la coexistence

Selon le cadre d'analyse de la *Multi Level perspective*, la dynamique des innovations et des façons de produire des biens et des services au sein des secteurs économiques ou des filières peuvent être examinées comme la résultante des interactions entre trois niveaux d'organisation (Geels, 2005), (Figure 12.5 - partie de gauche) :

- les *régimes socio-techniques* sont des configurations relativement stables associant des institutions, des techniques et des artefacts, ainsi que des réglementations, standards et normes de production, des pratiques et des réseaux d'acteurs. Plusieurs régimes peuvent co-exister. Le régime dominant (à l'échelle d'un pays, d'une région...) se caractérise par « l'ensemble de règles définies dans un complexe de produits, de qualifications et de procédures [...] imbriqués dans des institutions et des infrastructures » (Geels, 2005). Il combine des dimensions technologiques, scientifiques, industrielles, politiques, économiques, sociales et culturelles. La cohérence de ce réseau d'acteurs et de technologie qui sous-tend le système de production, amène à le qualifier de « régime sociotechnique ». Pour autant, les interactions que le régime sociotechnique peut avoir avec les deux autres niveaux sont susceptibles de le faire évoluer via des fenêtres d'opportunité en faveur de la nouveauté. Il existe donc plusieurs voies pour le déverrouiller.

- les *niches de production* sont des configurations instables de réseaux formels et informels d'acteurs d'où sont susceptibles d'émerger des innovations radicales. Elles sont constituées de petits réseaux d'acteurs attentifs aux inflexions contemporaines. Elles sont porteuses d'innovations d'ordre plus radical répondant à des attentes sociétales. Se situant souvent en dehors ou à la marge du régime dominant ("outsiders"), les acteurs des niches ne sont pas verrouillés par les routines et standards des acteurs du régime dominant. Ce positionnement leur permet d'innover de manière plus radicale en mobilisant des socles de connaissances et de compétences différents. La gamme des innovations est large : elles peuvent être d'ordre purement technologique, mais également concerner de nouvelles procédures, organisations, normes, nouveaux produits, etc. Si toutes les niches n'ont pas vocation à se développer, ni même à survivre, certaines, en se diffusant progressivement au sein du système conventionnel, contribuent à son déverrouillage, via une étape de transition. Certaines niches peuvent donc constituer des "ressorts" pour amorcer des transitions par hybridation avec le conventionnel (c'est-à-dire le régime sociotechnique dominant). Ces transitions conduisent à la production de technologies, produits, normes, etc. qui ne seront plus celles du système en place, ni nécessairement celles mêmes proposées par les niches, mais fonderont de nouvelles « pratiques » constituant les bases d'un nouveau régime (c'est-à-dire hybride).

- le *contexte global* appelé « *paysage* », est caractérisé par le contexte démographique, social, politique, économique, environnemental. Ce niveau évolue sur le long terme (échelle pluri-décennales) et exerce une pression sur le régime sociotechnique, dont les normes (c'est-à-dire standards) de production (liées à un ensemble de connaissances, routines, infrastructures, etc.) peuvent se trouver en tension par rapport aux nouvelles tendances sociétales. Ces tensions peuvent se traduire, par exemple, par de nouvelles mesures réglementaires, telles les mesures du verdissement de la PAC. Il correspond à l'ensemble des facteurs externes aux régimes qui « cadrent » les interactions entre acteurs : valeurs culturelles, institutions politiques, problèmes environnementaux, etc.

L'ensemble de ces trois niveaux d'organisation en interaction est appelé système sociotechnique. Un régime sociotechnique associe les acteurs économiques, ainsi que les décideurs politiques et les associations de consommateurs qui peuvent peser sur les choix de production et de consommation. La dynamique du système sociotechnique est abordée par l'analyse du processus d'adoption et de diffusion des innovations portées par des niches, et la transformation du ou des régimes sociotechniques dominants sous la pression du développement de ces niches et des incitations et changements réglementaires provenant du niveau supérieur, le « paysage » (Smith and Stirling, 2010).

Adaptation pour l'analyse des systèmes agri-alimentaires

Initialement conçu pour examiner des transitions dans le domaine de l'énergie et des transports, ce cadre d'analyse a été récemment mobilisé pour analyser la transition des systèmes alimentaires (Morrissey *et al.*, 2014). Ces auteurs défendent l'idée qu'une transition basée sur toutes les dimensions de la durabilité nécessite une exploration de nouveaux modes de production et de la consommation, de nouvelles technologies et innovations et de nouvelles structures réglementaires et institutionnelles pour coordonner le changement (Figure 2.15 - partie de droite).

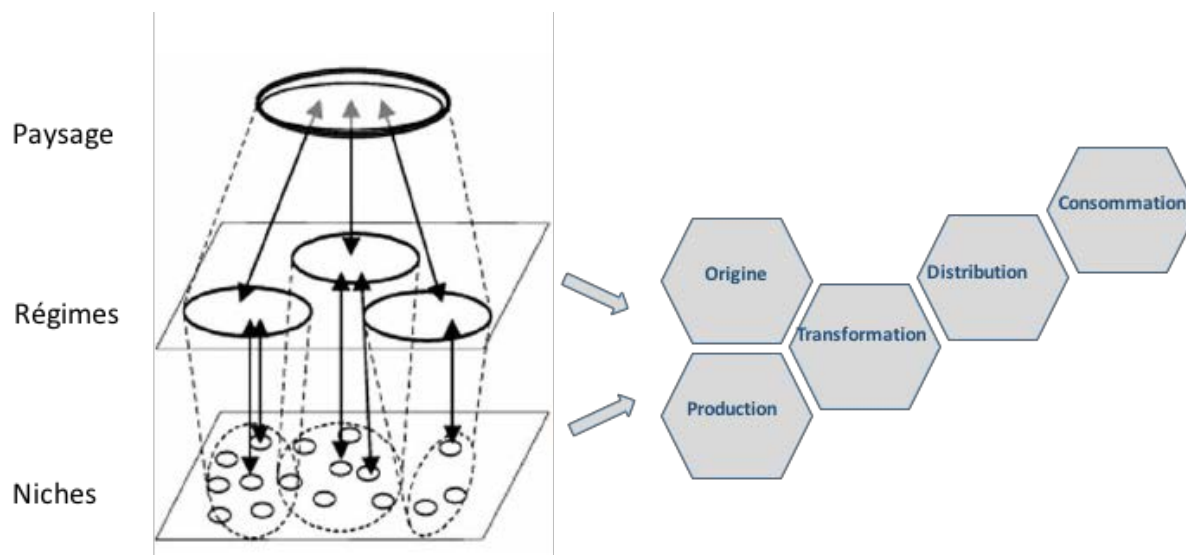


Figure 2.15. Représentation d'un système sociotechnique (adapté de (Morrissey *et al.*, 2014))

Actuellement, le régime sociotechnique promu par les politiques publiques est le modèle correspondant à une faible modernisation écologique de l'agriculture (Horlings and Marsden, 2011; Lamine, 2011). Ce modèle est dominant du fait de ses capacités à créer des situations de verrouillage technologique, organisationnelle et institutionnelle (Cowan and Gunby, 1996 ; David, 1985 ; Vanloqueren and Baret, 2009). L'agriculture biologique et les formes d'agriculture fondées sur des produits labellisés (AOP) correspondent à des régimes dans la mesure où les normes et règles sont bien définies. Ces régimes s'appuient sur des systèmes de production cohérents dans des configurations stabilisées de réseaux d'acteurs. Il s'agit toutefois de régimes de moindre importance en termes de volumes de production et surface de production concernés. On peut alors parler de régime sociotechnique « mineur », même si le marché est en croissance.

Les niches, quant à elles, correspondent à différentes filières de production et de commercialisation plus ou moins structurées, qui coexistent de façon complémentaire ou concurrentielle. Ces niches existent souvent sous forme de réseaux (en France, réseaux RAD-CIVAM pour l'agriculture durable). Ces réseaux promus par des groupes d'agriculteurs défendent des modes de production alternatifs, voire une idéologie spécifique (exemple : réseaux d'agriculture durable et solidaire). Actuellement, faute d'avoir pu développer des signes de qualité qui permettent une valorisation de leurs produits sur le marché (Fares *et al.*, 2010), ou d'obtenir des aides reconnaissant leur impact positif sur le territoire, ils restent à l'état de niche.

Pour résumer, selon cette approche, le système de production dominant (dénommé « régime sociotechnique ») évolue donc sous l'influence de certaines pressions de son environnement direct, telles que les attentes de la société ou le contexte réglementaire. Les adaptations à ces pressions restent des ajustements incrémentaux visant à maintenir le système en place. En revanche, l'évolution des attentes sociétales peut favoriser l'émergence de nouveaux espaces productifs fondés sur des innovations plus radicales. Ces niches d'innovation sont fondées sur de nouvelles techniques de production, d'organisation des échanges, de standards de consommation, etc. La dynamique de ces niches, différenciées du système de production dominant peut conduire ce dernier à changer, à entrer dans une transition, par un mécanisme de diffusion progressive des innovations proposées par les niches vers le système conventionnel.

2.3.2.2. Coexistence et dynamique des systèmes d'élevage dans les territoires (exemple des élevages laitiers)

Les qualifications en termes de régime sociotechniques et de niche nous permettent de représenter une grande diversité de systèmes d'élevage. Ci-dessous, nous prenons l'exemple de la production laitière en zones de plaine :

- *le système dominant* correspond à des exploitations familiales spécialisées et modernisées où l'ensilage de maïs tient une place importante, avec des investissements importants en bâtiment et mécanisation. Ces systèmes tendent à l'agrandissement pour réaliser des économies d'échelles en vue de réduire les coûts et augmenter la productivité du travail. Ce régime dominant peut prendre des formes variées susceptibles de préfigurer des évolutions futures telles des élevages très robotisés, rentrant dans une économie circulaire pour l'utilisation des produits organiques résiduels (PRO) ou l'utilisation des déjections pour la méthanisation, et ce en lien ou non avec un fort agrandissement correspondant à un passage d'une agriculture familiale à une agriculture de firme (Hervieu and Purseigle, 2013). La présence de deux productions animales (ruminants et monogastriques) ne correspond généralement pas à des systèmes basés sur la biodiversité : c'est généralement la faible surface agricole qui justifie l'addition d'un atelier hors sol pour augmenter le revenu. On peut quelquefois observer des niches d'innovation pour mieux vendre le produit (exemple : filière BBC mettant en avant l'enjeu santé (Oméga-3) puis environnemental (réduction de l'émission de méthane)), sans forcément changer le niveau de services écosystémiques (Magrini and Duru, 2014).

- *des régimes de niche* qui peinent à percer. Un premier type correspond aux systèmes herbagers qui fondent leur stratégie sur l'autonomie alimentaire des troupeaux mais aussi une certaine forme de souveraineté, c'est-à-dire autonomie décisionnelle (Coquil *et al.*, 2014). Dans la mesure où ces types d'exploitations d'élevage n'ont pas réussi à s'étendre ces dernières années malgré des performances économiques et environnementales satisfaisantes, le qualificatif de niche est adapté. La coexistence avec les systèmes conventionnels est souvent difficile notamment dans les zones où il y a de forts enjeux environnementaux, du fait qu'au-delà des pratiques, ces systèmes reposent sur des valeurs différentes (Diaz *et al.*, 2013). Ce régime de niche peut prendre des formes variées susceptibles de préfigurer des évolutions futures telles que : (i) des pré-vergers qui peuvent revenir au goût du jour dans certaines régions ; la présence des animaux renforçant les régulations biologiques permettant de réduire l'usage des pesticides ; (ii) l'association de deux espèces animales pour mieux exploiter le pâturage ; (iii) les circuits courts (vente directe de lait ou fromage) bien qu'assez peu développés dans les élevages de plaines ; (iv) les nouvelles formes de coopération entre éleveurs (échanges de matières entre exploitations de culture et d'élevage, notamment sur la base d'introduction de légumineuses fourragères dans des exploitations spécialisées en grandes cultures) (Moraine *et al.*, 2016). De manière plus limitée, certains éleveurs ont su concevoir des systèmes très intensifs à la fois pour la terre et l'animal tout en étant autonome, en constituant des ressources fourragères à forte densité en protéines et en énergie ; un tel système repose entre autre sur un sol couvert en permanence, une forte proportion de légumineuses, des cultures associées, des sursemis et le non labour (Duru, 2016).

Les cas d'étude ont été choisis de façon à illustrer chacune des six formes clés d'élevage (Figure 2.16). Dans le cadre de l'expertise collective, la diversité des systèmes de production sera représentée par des granges conceptuelles contrastées en fonction de régimes sociotechniques « dominants » appelés système « dominant » ; les régimes sociotechnique « mineurs » feront l'objet d'autres granges.

Dans de nombreux territoires français et européens, le déséquilibre actuel entre la capacité des écosystèmes à produire et la charge animale qui leur est attribuée est à l'origine de nombre des impacts négatifs environnementaux cités précédemment. Ainsi, dans les zones européennes à très haute densité animale, telles que la Bretagne, la Catalogne ou le Nord de l'Allemagne, une charge animale trop élevée conduit à des pollutions de l'eau par les nitrates et des émissions d'ammoniac même si cette concentration permet de hauts niveaux de production et la création d'emplois. A l'inverse dans des zones où l'élevage est concurrencé par les grandes cultures, la simplification des systèmes et le manque de fertilisation organique a conduit à des appauvrissements de la qualité des sols et une concurrence sur la ressource en eau avec comme corollaire de la disparition de l'élevage des niveaux de production faibles et une diminution de la vitalité rurale. Enfin, dans les

territoires herbagers, de nombreux services de qualité environnementale et culturels sont liés à des systèmes d'élevage liés à l'herbe, en particulier dans le cas de zones AOP aussi porteurs de lien social au niveau des territoires. Pourtant, les niveaux de production et le nombre d'emplois créés y sont moindres. De manière générale, la question du prix du foncier remet en question l'élevage dans les territoires français et européens.

En l'occurrence, on peut s'attendre à ce qu'un renforcement du lien au sol des élevages par une recherche d'autonomie alimentaire des animaux permette d'obtenir des systèmes moins dépendants des intrants – exemple d'exploitations de polyculture-élevage. Néanmoins pour passer à des formes d'élevage plus inscrites dans des dynamiques territoriales plutôt que dans des systèmes alimentaires mondiaux, des gouvernances spécifiques doivent être mises en place. On retrouve alors des systèmes très insérés dans leur territoire par des productions sous labels de qualité ou certifiés en Agriculture Biologique ou encore des démarches territoriales d'échanges entre céréaliers et éleveurs pour favoriser l'insertion de l'élevage dans le territoire. On observe sur la figure 2.16 une large diversité des systèmes alternatifs qui ont été explorés. Ces cas d'étude offrent un panel d'exemples de réussite française ou européenne qui même s'ils ont été développés dans des contextes particuliers, peuvent être des sources d'inspiration prometteuses pour favoriser une forte modernisation écologique de l'élevage français.

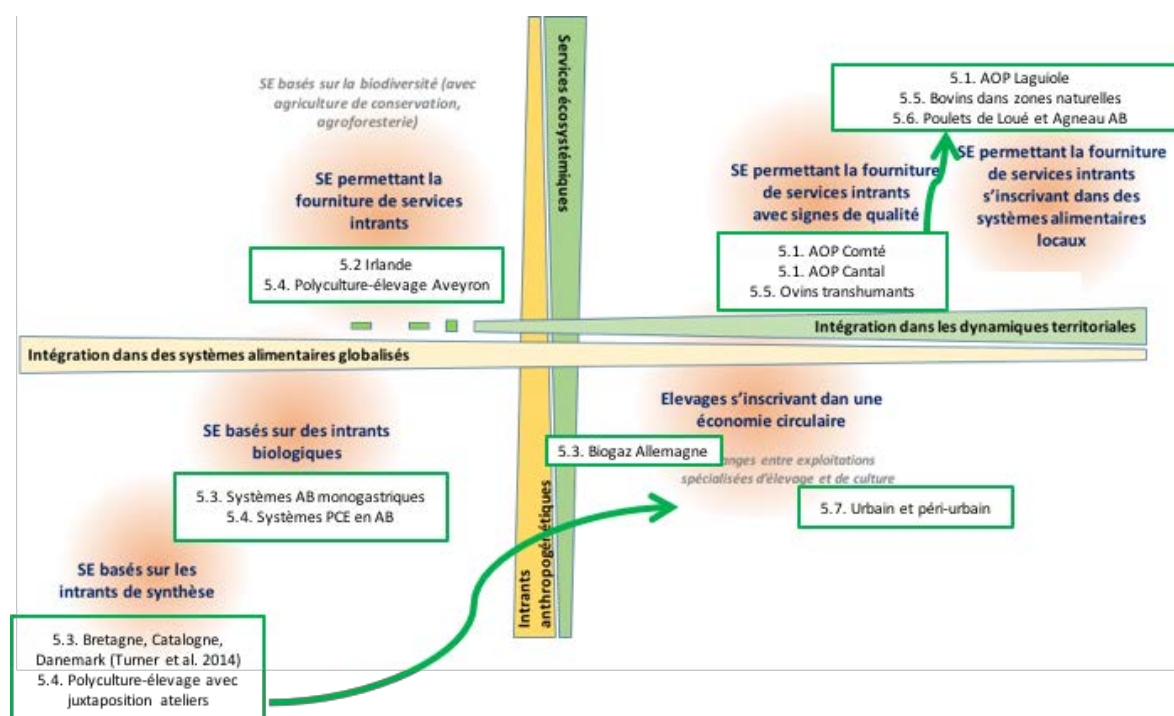


Figure 2.16. Exemples de certains cas d'étude du chapitre 6 et leviers d'évolution territoriaux repositionnés dans les six formes clés d'élevage (SE) proposées dans ce chapitre, adapté de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2016). Les formes d'élevage sont plus ou moins basées sur les services écosystémiques ou les intrants de synthèse (axe Y) et plus ou moins inscrites dans des systèmes alimentaires mondiaux et les dynamiques territoriales (axe X)

2.4. Conclusion

L'analyse de la littérature sur les relations agriculture-environnement a permis de construire les fondations scientifiques de la grange pour analyser les services et impacts de l'élevage et des produits animaux. L'élevage et les produits associés sont la résultante de processus multi domaines et multi niveaux mettant en jeu des ressources, du travail, des normes et des règles, des valeurs, ainsi que des outils économiques (taxes, subventions). Il en résulte tout un ensemble d'impacts sur les systèmes écologiques mais aussi sur les produits animaux qui sont à examiner en termes de services ou de nuisances à l'agriculture et à la société. L'analyse par type d'acteurs et par niveau d'organisation permet d'identifier les systèmes d'élevage et les systèmes

alimentaires associés qui sont vertueux de ceux qui amplifient des difficultés dans certains domaines. Dans ce cas, les modalités de définition de compromis doivent être précisées.

Le second apport de ce modèle conceptuel est l'élaboration d'une grille pour analyser la diversité des élevages et des produits associés, d'une manière transversale aux classifications classiques (conventionnelle vs biologique). Cette grille croise les façons de produire selon la nature des intrants (de synthèse ou provenant de la biodiversité) et l'insertion des élevages dans les systèmes alimentaires (globaux vs territorialisés). Elle permet ainsi d'examiner d'où viennent les intrants et où vont les produits. Elle permet d'approfondir les façons de produire (économie circulaire, organisation des paysages) et ainsi de traiter de services comme la vitalité territoriale et la qualité des produits. Complétée par une grille de lecture portant sur la dynamique des innovations, cette grille permet d'aborder la question de la coexistence des systèmes d'élevage dans un territoire, en distinguant le régime sociotechnique dominant des systèmes alternatifs le plus souvent présents à l'état de niche.

Cette analyse multi dimensionnelle de l'élevage et des produits animaux demanderait toutefois à être étendue pour mieux prendre en compte la santé humaine. Cet élargissement serait alors susceptible de « faire bouger les lignes » dans la mesure où les enjeux de santé, en complément des enjeux environnementaux et économiques, convergent vers une moindre consommation de produits animaux dans les pays occidentaux, mais aussi une consommation de produits animaux plus vertueux pour la santé en relation avec les modes d'élevage et d'alimentation.

2.5. Références bibliographiques

- Alteri, M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 1-24. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3)
- Altieri, M.A.; Toledo, V.M., 2011. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38 (3): 587-612. <http://dx.doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- Anderson, D.M.; Fredrickson, E.L.; Estell, R.E., 2012. Managing livestock using animal behavior: mixed-species stocking and flocks. *Animal*, 6 (08): 1339-1349. <http://dx.doi.org/10.1017/S175173111200016X>
- Attard, E.; Le Roux, X.; Charrier, X.; Delfosse, O.; Guillaumaud, N.; Lemaire, G.; Recous, S., 2016. Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions. *Soil Biology & Biochemistry*, 97: 31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.016>
- Bennett, E.M.; Peterson, G.D.; Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12 (12): 1394-1404. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Berri, M.; Slugocki, C.; Olivier, M.; Helloin, E.; Jacques, I.; Salmon, H.; Demais, H.; Le Goff, M.; Collen, P.N., 2016. Marine-sulfated polysaccharides extract of *Ulva armoricana* green algae exhibits an antimicrobial activity and stimulates cytokine expression by intestinal epithelial cells. *Journal of Applied Phycology*, 28 (5): 2999-3008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-016-0822-7>
- Biggs, R.; Schluter, M.; Biggs, D.; Bohensky, E.L.; BurnSilver, S.; Cundill, G.; Dakos, V.; Daw, T.M.; Evans, L.S.; Kotschy, K.; Leitch, A.M.; Meek, C.; Quinlan, A.; Raudsepp-Hearne, C.; Robards, M.D.; Schoon, M.L.; Schultz, L.; West, P.C., 2012. Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 421-428. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Billen, G.; Lassaletta, L.; Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3 (3-4): 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003>
- Bonaudo, T.; Bendahan, A.B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F.; Magda, D.; Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Bonaudo, T.; Billen, G.; Garnier, J.; Barataud, F.; Bognon, S.; Marty, P.; Dupre, D., 2015. Le système agro-alimentaire : un découplage progressif de la production et de la consommation. In: Nicolas, B., ed. *Essai d'écologie territoriale*. CNRS Editions (CNRS Alpha), 157-178. http://www.cnrseditions.fr/geographie/7207-essai-d-ecologie-territoriale.html?search_query=le+metabolisme+territorial&results=1
- Capone, R.; Bilali, H.E.; Debs, P.; Cardone, G.; Driouech, N., 2014. Food System Sustainability and Food Security: Connecting the Dots. *Journal of Food Security*, 2 (1): 13-22. <http://dx.doi.org/10.12691/jfs-2-1-2>
- Caron, P.; Biénabe, E.; Hainzelin, E., 2014. Making transition towards ecological intensification of agriculture a reality: the gaps in and the role of scientific knowledge. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8: 44-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.004>

Cellier, P.; Rochette, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Kuikman, P.J.; Peyraud, J.L., 2014. Contribution of livestock farming systems to the nitrogen cascade and consequences for farming regions. *Advances in Animal Biosciences*, 5 (Supplements1): 8-19. [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-8130\(03\)00058-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-8130(03)00058-8)

CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014. *Ecosystem services and resilience framework*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI), 40 p. <http://dx.doi.org/10.5337/2014.229>

Collas, C.; Sallé, G.; Dumont, B.; Cabaret, J.; Cortet, J.; Martin-Rosset, W.; Wimel, L.; Fleurance, G., 2016. Are sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) or protein supplements alternatives to control small strongyle infection in horses ? *Plos One*, soumis pour publication.

Coquil, X.; Béguin, P.; Dedieu, B., 2014. Transition to self-sufficient mixed crop–dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (03): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170513000458>

Cowan, R.; Gunby, P., 1996. Sprayed to Death: Path Dependence, Lock-in and Pest Control Strategies. *The Economic Journal*, 106 (436): 521-542. <http://dx.doi.org/10.2307/2235561>

Cuhra, M.; Bøhn, T.; Cuhra, P., 2016. Glyphosate: Too Much of a Good Thing? *Frontiers in Environmental Science*, 4. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2016.00028>

Dale, V.H.; Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, 64 (2): 286-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.009>

Dalgaard, T.; Hutchings, N.J.; Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 100 (1): 39-51. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00152-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X)

David, P.A., 1985. Clio and the economics of qwerty. *American Economic Review*, 75 (2): 332-337.

de Goede, D.; Gremmen, B.; Rodenburg, T.B.; Bolhuis, J.E.; Bijma, P.; Scholten, M.; Kemp, B., 2013. Reducing damaging behaviour in robust livestock farming. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 66: 49-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.njas.2013.05.006>

de Groot, R.S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L.; Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7 (3): 260-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

De Schutter, O., 2014. *Le droit à l'alimentation, facteur de changement*. New-York: Nations Unies, Conseil des droits de l'homme, (A/HRC/25/57), 30 p. http://www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20140310_finalreport_fr.pdf

Delanoue, E.; Dockes, A.; Roguet, C.; Magdelaine, P., 2015. Points de vue et attentes des acteurs de la société envers l'élevage. Un regard sur les principales controverses. 22. *Rencontres Recherches Ruminants*, 2-3 décembre 2015. Paris, 8 p. <http://www.harper-adams.ac.uk/events/ifsa-conference/papers/3/3.4%20Duru.pdf>

Diaz, M.; Darnhofer, I.; Darrot, C.; Beuret, J.-E., 2013. Green tides in Brittany: What can we learn about niche–regime interactions? *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 8: 62-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eist.2013.04.002>

Döring, T.F.; Vieweger, A.; Pautasso, M.; Vaarst, M.; Finckh, M.R.; Wolfe, M.S., 2015. Resilience as a universal criterion of health. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (3): 455-465. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6539>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002418>

Duru, M., 2016. Les légumineuses en action : une lecture sociotechnique des enjeux et des verrous. *Fourrages*, accepté.

Duru, M.; Moraine, M.; Therond, O., 2015a. An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Animal Frontiers*, 5 (4): 6-13. <http://dx.doi.org/10.2527/af.2015-0041>

Duru, M.; Therond, O., 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, 15 (8): 1651-1665. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0722-9>

Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.-A.; Justes, E.; Journet, E.-P.; Aubertot, J.-N.; Savary, S.; Bergez, J.-E.; Sarthou, J.P., 2015b. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>

Duru, M.; Therond, O.; Roger Estrade, J.; Richard, G., 2016. Agriculture models at the crossroads of farming systems, food systems and territorial dynamics *Symposium IFSA 12th European IFSA Symposium*. Harper Adams University, UK.

Duvigneaud, P.; Denayeyer-De Smet, S., 1977. L'écosystème urbain bruxellois. In: Duvigneaud, P.; Kestemon, P., eds. *Travaux de la Section Belge du Programme Biologique International, Brussels*. Paris: Ed. Duculot, 581–597.

Elgersma, A., 2015. Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 117 (9): 1345-1369. <http://dx.doi.org/10.1002/ejlt.201400469>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Fares, M.; Magrini, M.B.; Triboulet, P., 2010. Transition agro-écologique, innovation et effets de verrouillage: le rôle de la structure organisationnelle des filières. Le cas de la filière blé dur française. *ISDA 2010 Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food*. Montpellier. CIRAD, 20 p.

Fernandez-Mena, H.; Nesme, T.; Pellerin, S., 2016. Towards an Agro-Industrial Ecology: A review of nutrient flow modelling and assessment tools in agro-food systems at the local scale. *Science of the Total Environment*, 543, Part A: 467-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.032>

Folke, C.; Carpenter, S.R.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.H.; Holling, C.S.; Walker, B., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (5): 437-440. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>

Folke, C.; Carpenter, S.R.; Walker, B.; Scheffer, M.; Chapin, T.; Rockström, J., 2010. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*, 15 (4). <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art20/>

Foran, T.; Butler, J.R.A.; Williams, L.J.; Wanjura, W.J.; Hall, A.; Carter, L.; Carberry, P.S., 2014. Taking Complexity in Food Systems Seriously: An Interdisciplinary Analysis. *World Development*, 61: 85-101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.023>

Francis, C.; Lieblein, G.; Gliessman, S.; Breland, T.A.; Creamer, N.; Harwood, R.; Salomonsson, L.; Helenius, J.; Rickerl, D.; Salvador, R.; Wiedenhoef, M.; Simmons, S.; Allen, P.; Altieri, M.; Flora, C.; Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22 (3): 99-118. http://dx.doi.org/10.1300/J064v22n03_10

Galloway, J.N.; Aber, J.D.; Erisman, J.W.; Seitzinger, S.P.; Howarth, R.W.; Cowling, E.B.; Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53 (4): 341-356. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:tnc\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2)

Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.g.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1136674>

Garbach, K.; Milder, J.C.; DeClerck, F.A.J.; Montenegro de Wit, M.; Driscoll, L.; Gemmill-Herren, B., 2016. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 1-22. <http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

Garnett, T., 2013. Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proceedings of the Nutrition Society*, 72 (1): 29-39. <http://dx.doi.org/10.1017/s0029665112002947>

Geels, F.W., 2005. Processes and patterns in transitions and system innovations: Refining the co-evolutionary multi-level perspective. *Technological Forecasting and Social Change*, 72 (6): 681-696. <http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2004.08.014>

German, R.N.; Thompson, C.E.; Benton, T.G., 2016. Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: a meta-analysis to guide sustainable agriculture. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12251>

Gibon, A., 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96 (1): 11-31. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.009>

Ginane, C.; Baumont, R.; Lassalas, J.; Petit, M., 2002. Feeding behaviour and intake of heifers fed on hays of various quality, offered alone or in a choice situation. *Animal Research*, 51 (3): 177-188. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2002016>

Gliessman, S.R., 1990. Agroecology: Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture*. New York, NY: Springer New York, 3-10. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-3252-0_1

Gliessman, S.R., 2007. Animals in Agroecosystems. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems*. Boca Raton FL (USA): CRC Press, 269-285.

Godfray, H.C.J.; Beddington, J.R.; Crute, I.R.; Haddad, L.; Lawrence, D.; Muir, J.F.; Pretty, J.; Robinson, S.; Thomas, S.M.; Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, 327 (5967): 812-818. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1185383>

Grêt-Regamey, A.; Weibel, B.; Bagstad, K.J.; Ferrari, M.; Geneletti, D.; Klug, H.; Schirpke, U.; Tappeiner, U., 2015. On the Effects of Scale for Ecosystem Services Mapping. *Plos One*, 9 (12): e112601. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0112601>

Guyomard, H.; Darcy-Vrillon, B.; Esnouf, C.; Marin, M.; Russel, M.; Guillou, M., 2012. Eating patterns and food systems: critical knowledge requirements for policy design and implementation. *Agriculture & Food Security*, 1 (1): 1-21. <http://dx.doi.org/10.1186/2048-7010-1-13>

Haines-Young, R.; Potschin, M.; Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21: 39-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.004>

Henriksson, M.; Cederberg, C.; Swensson, C., 2014. Carbon footprint and land requirement for dairy herd rations: impacts of feed production practices and regional climate variations. *Animal*, 8 (8): 1329-1338. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000627>

Hervieu, B.; Purseigle, F., 2013. *Sociologie des mondes agricoles*. Paris: Armand Colin (*U Sociologie*), 318 p.

Hill, S.B., 1998. Redesigning agroecosystems for environmental sustainability: A deep systems approach. *Systems Research and Behavioral Science*, 15 (5): 391-402. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1743\(199809\)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1099-1743(199809)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0)

Horlings, L.G.; Marsden, T.K., 2011. Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernisation of agriculture that could 'feed the world'. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 21 (2): 441-452. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.004>

Hoste, H.; Jackson, F.; Athanasiadou, S.; Thamsborg, S.M.; Hoskin, S.O., 2006. The effects of tannin-rich plants on parasitic nematodes in ruminants. *Trends in Parasitology*, 22 (6): 253-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pt.2006.04.004>

Hoste, H.; Torres-Acosta, J.F.J.; Sandoval-Castro, C.A.; Mueller-Harvey, I.; Sotirakie, S.; Louvandini, H.; Thamsborg, S.M.; Terrill, T.H., 2015. Tannin containing legumes as a model for nutraceuticals against digestive parasites in livestock. *Veterinary Parasitology*, 212 (1-2): 5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.06.026>

Huang, J.; Tichit, M.; Poulot, M.; Darly, S.; Li, S.; Petit, C.; Aubry, C., 2015. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, 149: 138-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>

Ingram, J., 2008. Agronomist-farmer knowledge encounters: an analysis of knowledge exchange in the context of best management practices in England. *Agriculture and Human Values*, 25 (3): 405-418. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-008-9134-0>

Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 783-796. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.055>

Kandziora, M.; Burkhard, B.; Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28: 54-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Kennedy, C.; Pincetl, S.; Bunje, P., 2011. The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental Pollution*, 159 (8-9): 1965-1973. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.022>

Khoury, C.K.; Bjorkman, A.D.; Dempewolf, H.; Ramirez-Villegas, J.; Guarino, L.; Jarvis, A.; Rieseberg, L.H.; Struik, P.C., 2014. Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (11): 4001-4006. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1313490111>

Koschke, L.; Fürst, C.; Frank, S.; Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, 21: 54-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>

- Kragt, M.E.; Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *Ecological Economics*, 102: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>
- Kremen, C.; Iles, A.; Bacon, C., 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecology and Society*, 17 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05103-170444>
- Kuisma, M.; Kahiluoto, H.; Havukainen, J.; Lehtonen, E.; Luoranen, M.; Myllymaa, T.; Grönroos, J.; Horttanainen, M., 2013. Understanding biorefining efficiency – The case of agrifood waste. *Bioresource Technology*, 135: 588-597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.038>
- Lamine, C., 2011. Transition pathways towards a robust ecologization of agriculture and the need for system redesign. Cases from organic farming and IPM. *Journal of Rural Studies*, 27 (2): 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.02.001>
- Lamine, C., 2015. Sustainability and Resilience in Agrifood Systems: Reconnecting Agriculture, Food and the Environment. *Sociologia Ruralis*, 55 (1): 41-61. <http://dx.doi.org/10.1111/soru.12061>
- Lassaletta, L.; Billen, G.; Grizzetti, B.; Garnier, J.; Leach, A.M.; Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118 (1): 225-241. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport final*. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p.
- Lemaire, G.; Franzluebbers, A.J.; Carvalho, P.C.D.; Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 4-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>
- Lescourret, F.; Magda, D.; Richard, G.; Adam-Blondon, A.F.; Bardy, M.; Baudry, J.; Doussan, I.; Dumont, B.; Lefevre, F.; Litrico, I.; Martin-Clouaire, R.; Montuelle, B.; Pellerin, S.; Plantegenest, M.; Tancoigne, E.; Thomas, A.; Guyomard, H.; Soussana, J.F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 68-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>
- Levidow, L.; Birch, K.; Papaioannou, T., 2012. EU agri-innovation policy: two contending visions of the bio-economy. *Critical Policy Studies*, 6 (1): 40-65. <http://dx.doi.org/10.1080/19460171.2012.659881>
- Lüscher, A.; Mueller-Harvey, I.; Soussana, J.F.; Rees, R.M.; Peyraud, J.L., 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12124>
- Magrini, M.B.; Duru, M., 2014. Dynamiques d'innovation dans l'alimentation des bovins - lait : une analyse du processus de diffusion de la démarche « Bleu-Blanc-Cœur » et de ses répercussions. *Fourrages*, (217): 79-90. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1988>
- Magrini, M.B.; Duru, M., 2015. Trajectoire d'innovation dans les systèmes laitiers français : une analyse socio-technique de la démarche "bleu-blanc-cœur". *Innovations*, 3 (48): 187-210. <http://dx.doi.org/10.3917/inno.048.0187>
- Makkar, H.P.S.; Ankers, P., 2014. Towards sustainable animal diets: A survey-based study. *Animal Feed Science and Technology*, 198: 309-322. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2014.09.018>

Maris, V., 2014. *Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae (*Sciences en questions*), 96 p.

Marsden, T., 2012. Towards a Real Sustainable Agri-food Security and Food Policy: Beyond the Ecological Fallacies? *The Political Quarterly*, 83 (1): 139-145. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-923X.2012.02242.x>

Marsden, T., 2013. From post-productionism to reflexive governance: Contested transitions in securing more sustainable food futures. *Journal of Rural Studies*, 29: 123-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.10.001>

Marshall, G.R., 2015. A social-ecological systems framework for food systems research: accommodating transformation systems and their products. *International Journal of the Commons*, 9 (2): 881-908. <http://doi.org/10.18352/ijc.587>

McGinnis, M.D.; Ostrom, E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19 (2). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06387-190230>

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire* 59 p.

Monteiro, C.A.; Moubarac, J.C.; Cannon, G.; Ng, S.W.; Popkin, B., 2013. Ultra-processed products are becoming dominant in the global food system. *Obesity Reviews*, 14: 21-28. <http://dx.doi.org/10.1111/obr.12107>

Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>

Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170515000526>

Morrissey, J.E.; Miroso, M.; Abbott, M., 2014. Identifying Transition Capacity for Agri-food Regimes: Application of the Multi-level Perspective for Strategic Mapping. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 16 (2): 281-301. <http://dx.doi.org/10.1080/1523908X.2013.845521>

Muller, B.; Kreuer, D., 2016. Ecologists Should Care about Insurance, too. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (1): 1-2. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.10.006>

Murgue, C.; Therond, O.; Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, 45: 52-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>

Nijdam, D.; Rood, T.; Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37 (6): 760-770. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>

Nitschelm, L.; Aubin, J.; Corson, M.S.; Viaud, V.; Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112 (O (International Organization for Standardization), 2006, ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework): 2472-2484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>

O'Kane, G., 2012. What is the real cost of our food? Implications for the environment, society and public health nutrition. *Public Health Nutrition*, 15 (02): 268-276. <http://dx.doi.org/10.1017/S136898001100142X>

Ollivier, G.; Bellon, S.; Penvern, S., 2011. Thematic and citation structure dynamics of Organic Food & Farming research. 3. *ISOFAR Scientific Conference at the 17. IFOAM Organic World Congress*. Gyeonggi Paldang. ISOFAR - International Society of Organic Agriculture Research, 321-325.

Patterson, E.; Wall, R.; Fitzgerald, G.F.; Ross, R.P.; Stanton, C., 2012. Health Implications of High Dietary Omega-6 Polyunsaturated Fatty Acids. *Journal of Nutrition and Metabolism*, 2012 (Article ID 539426): 16 p. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/539426>

Petz, K.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; Schulp, C.J.E.; van der Velde, M.; Leemans, R., 2014. Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change*, 29: 223-234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir l'équilibre. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*. Paris: INRA, 68 p.

Philippot, L.; Raaijmakers, J.M.; Lemanceau, P.; van der Putten, W.H., 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11 (11): 789-799. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro3109>

Pisante, M.; Stagnari, F.; Acutis, M.; Bindi, M.; Brilli, L.; Di Stefano, V.; Carozzi, M., 2015. Conservation agriculture and climate change. In: Farooq, M.; Siddique, K.H.M., eds. *Conservation agriculture*. Springer International, 579-620. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-11620-4_22

Quijada, J.; Fryganas, C.; Ropiak, H.M.; Ramsay, A.; Mueller-Harvey, I.; Hoste, H., 2015. Anthelmintic Activities against *Haemonchus contortus* or *Trichostrongylus colubriformis* from Small Ruminants Are Influenced by Structural Features of Condensed Tannins. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 63 (28): 6346-6354. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.5b00831>

Rains, G.C.; Olson, D.M.; Lewis, W.J., 2011. Redirecting technology to support sustainable farm management practices. *Agricultural Systems*, 104 (4): 365-370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.12.008>

Rodriguez-Ortega, T.; Oteros-Rozas, E.; Ripoll-Bosch, R.; Tichit, M.; Martin-Lopez, B.; Bernués, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (8): 1361-1372. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000421>

Rodriguez, J.P.; Beard, T.D.; Bennett, E.M.; Cumming, G.S.; Cork, S.J.; Agard, J.; Dobson, A.P.; Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11 (1): Article n°28, 14 p.

Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf

Sabate, J.; Harwatt, H.; Soret, S., 2016. Environmental Nutrition: A New Frontier for Public Health. *American journal of public health*, 106 (5): 815-821. <http://dx.doi.org/10.2105/ajph.2016.303046>

Sasu-Boakye, Y.; Cederberg, C.; Wirsenius, S., 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. *Animal*, 8 (8): 1339-1348. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001293>

Schiere, J.B.; Ibrahim, M.N.M.; van Keulen, H., 2002. The role of livestock for sustainability in mixed farming: criteria and scenario studies under varying resource allocation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90 (2): 139-153. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00176-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00176-1)

Singh, J.S.; Pandey, V.C.; Singh, D.P., 2011. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (3-4): 339-353. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.017>

Smith, A.; Stirling, A., 2010. The Politics of Social-ecological Resilience and Sustainable Socio-technical Transitions. *Ecology and Society*, 15 (1): 13.

Souchère, V.; Millair, L.; Echeverria, J.; Bousquet, F.; Le Page, C.; Etienne, M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental Modelling & Software*, 25 (11): 1359-1370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.03.002>

Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Stoll-Kleemann, S.; O'Riordan, T., 2015. The Sustainability Challenges of Our Meat and Dairy Diets. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 57 (3): 34-48. <http://dx.doi.org/10.1080/00139157.2015.1025644>

Thomas, M.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Tichit, M.; González-García, E.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B., 2014. Agro-écologie et écologie industrielle : deux alternatives complémentaires pour les systèmes d'élevage de demain. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 89-100.

Tomich, T.P.; Brodt, S.; Ferris, H.; Galt, R.; Horwath, W.R.; Kebreab, E.; Leveau, J.H.J.; Liptzin, D.; Lubell, M.; Merel, P.; Michelsmore, R.; Rosenstock, T.; Scow, K.; Six, J.; Williams, N.; Yang, L., 2011. Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 193-222. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-012110-121302>

Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity "ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8 (8): 857-874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

Vallejo-Rojas, V.; Ravera, F.; Rivera-Ferre, M.G., 2015. Developing an integrated framework to assess agri-food systems and its application in the Ecuadorian Andes. *Regional Environmental Change*, First online: pp 1-15. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-015-0887-x>

van Ittersum, M.K.; Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52 (3): 197-208. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00037-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00037-3)

van Zanten, B.T.; Verburg, P.H.; Espinosa, M.; Gomez-y-Paloma, S.; Galimberti, G.; Kantelhardt, J.; Kapfer, M.; Lefebvre, M.; Manrique, R.; Piore, A.; Raggi, M.; Schaller, L.; Targetti, S.; Zasada, I.; Viaggi, D., 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 309-325. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4>

Vanloqueren, G.; Baret, P.V., 2009. How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research Policy*, 38 (6): 971-983. <http://dx.doi.org/10.1016/j.respol.2009.02.008>

Vieweger, A.; Döring, T.F., 2015. Assessing health in agriculture – towards a common research framework for soils, plants, animals, humans and ecosystems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (3): 438-446. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6708>

Walker, B.H.; Gunderson, L.H.; Kinzig, A.P.; Folke, C.; Carpenter, S.R.; Schultz, L., 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 11 (1).

Warner, K., 2007. *Agroecology in Action: Social Networks Extending Alternative Agriculture*. Cambridge: MA: MIT Press, Series, "Food, Environment & Health, 304p.

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Leip, A.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Pallière, C.; Howard, C.M.; Oenema, O., 2015. *Nitrogen on the table: the influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. Edinburgh: NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 66 p. <http://nora.nerc.ac.uk/513111/1/N513111CR.pdf>

Wezel, A.; Bellon, S.; Doré, T.; Francis, C.; Vallod, D.; David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (4): 503-515. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009004>

Wezel, A.; Brives, H.; Casagrande, M.; Clément, C.; Dufour, A.; Vandenbroucke, P., 2016. Agroecology territories: places for sustainable agricultural and food systems and biodiversity conservation. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40 (2): 132-144. <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1115799>

Yip, C.S.C.; Crane, G.; Karnon, J., 2013. Systematic review of reducing population meat consumption to reduce greenhouse gas emissions and obtain health benefits: effectiveness and models assessments. *International Journal of Public Health*, 58 (5): 683-693. <http://dx.doi.org/10.1007/s00038-013-0484-z>

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Chapitre 3

Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils

Auteurs :

Joël Aubin (coord), Isabelle Veissier (coord.), Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier, Dominique Vollet

3.1. Introduction ou pourquoi évaluer la durabilité des systèmes d'élevage ?	238
3.2. Qu'est-ce qu'une évaluation ?	239
3.3. Qu'est-ce qu'un indicateur ?	243
3.4. L'évaluation multicritère	246
3.5. Exemples d'outils développés l'évaluation des activités agricoles	250
3.6. Pourquoi les aspects sociaux restent-ils peu considérés dans les évaluations multicritères?	259
3.7. Conclusion	260

Chapitre 3 : Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils

3.1. Introduction ou pourquoi évaluer la durabilité des systèmes d'élevage ?

Le concept de développement durable médiatisé depuis le sommet de Rio en 1992¹ a rendu évident la nécessaire pluralité des critères dans l'évaluation des systèmes de production. En particulier dans le champ de l'agriculture et de l'élevage, la prise en considération de dimensions environnementale et sociale a fait écho au concept de multifonctionnalité et aux divers rôles reconnus de l'élevage dans le cadre du développement durable (Eisler *et al.*, 2014). Aujourd'hui, connaître et évaluer les multiples rôles de l'élevage dans les territoires est nécessaire pour la recherche agronomique, mais aussi pour informer les décideurs des filières ainsi que les acteurs du développement, de la formation et la société en général (Ryschawy *et al.*, 2015). L'expertise collective se propose de dresser un état des connaissances sur les rôles, impacts, services rendus par l'élevage. De ce fait, elle doit aborder les trois dimensions du développement durable (la performance économique, environnementale et sociale des élevages et des produits qui en résultent), mais aussi la manière d'analyser les contributions de l'élevage en termes de services ou dysservices. L'approche par les services vus comme des bénéfices rendus par les écosystèmes (et par extension, les agro-écosystèmes) à la société, est portée par les scientifiques depuis le *Millenium Ecosystems Assessment* (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) (Voir encadré N°1, pour plus de détails voir Chapitre 2).

Encart 1 : Les services écosystémiques associés à l'élevage

La multifonctionnalité de l'agriculture, et en particulier de l'élevage, se réfère depuis sa formulation en 1990 au fait que l'agriculture, et en particulier l'élevage, a de nombreuses fonctions au-delà de la production d'aliments et de fibres, en matière, par exemple, de protection de l'environnement, de préservation des paysages, d'emploi rural ou encore de sécurité alimentaire (Bonnal *et al.*, 2012). La notion de multifonctionnalité s'inscrit par définition dans une perspective d'action publique. Pour prendre en compte la multifonctionnalité, les décideurs politiques sont dès lors confrontés à la question d'une multi-évaluation de l'activité agricole dans un contexte évolutif (Allaire and Dupeuble, 2003). La notion de multifonctionnalité fait écho aux débats de Rio en 1992 considérant la notion de développement durable de l'agriculture.

En 1997, le concept de services écosystémiques est considéré dès le départ (Costanza *et al.*, 1997) comme « les bénéfices fournis à la société par les écosystèmes ». Cette notion très large au départ a été adaptée par les scientifiques du Millenium Ecosystem Assessement aux écosystèmes naturels. Ce n'est qu'en 2008, qu'elle a été déclinée au cas particulier des agroécosystèmes. Zhang *et al.* ont proposé une adaptation du concept de « service écosystémique » au cas des agroécosystèmes, en considérant des services intrants fournis par les écosystèmes à l'agriculture et des services extrants fournis par les agroécosytèmes à la société. Ces auteurs prennent aussi en considération la possibilité de fourniture de dysservice, par opposition au terme de service (Zhang *et al.*, 2007).

Dans le cadre de l'élevage et de ses filières, Ryschawy *et al.* ont identifié quatre catégories de services rendus par l'élevage au sein des territoires par les filières d'élevage qui y coexistent : approvisionnement, qualité environnementale, vitalité territoriale et identité culturelle (Ryschawy *et al.*, 2015). Pour favoriser la durabilité de l'élevage, il est nécessaire de comprendre son fonctionnement actuel et de considérer ses contributions selon ces quatre catégories de services.

Ces diverses notions ont pour trait commun de contribuer à réguler les rapports entre activités anthropiques et environnement. Néanmoins, la multifonctionnalité aborde ces rapports à partir de l'agriculture alors que les autres les services écosystémiques, privilégient l'entrée environnementale (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

¹ Rio 92, Agenda 21, Section II, Chapitre 14 : Promotion d'un développement agricole et rural durable, http://www1.agora21.org/rio92/A21_html/A21fr/a21_14.html

Cependant, la plupart des méthodes d'évaluation des systèmes agricoles actuelles privilégient souvent un seul aspect de la durabilité, le plus souvent économique ou environnemental, avec un niveau d'analyse centré soit sur une filière de production (l'Analyse du cycle de vie, par exemple) soit sur l'exploitation agricole et son assolement, ou encore sur une culture réalisée dans une parcelle (Bockstaller *et al.*, 2008). Pour permettre de dessiner des pistes d'évolution ou d'élaborer des recommandations en termes de conseil, de choix politique ou autre, les systèmes agricoles doivent être évalués, sur les trois dimensions du développement durable autant que faire se peut. Pour cela, des évaluations multicritères sont proposées, où chaque critère, correspond à un objectif à atteindre (exemple : niveau de la biodiversité : critère à maximiser ; eutrophisation : critère à minimiser). Mesurer et évaluer les rôles, impacts, services demeure dès lors un enjeu, qui suppose de disposer de méthodes spécifiques d'évaluation. L'objectif de ce chapitre est de donner des bases méthodologiques pour comprendre comment sont réalisées les évaluations rencontrées régulièrement dans la littérature scientifique et techniques et quels sont les points sur lesquels porter son attention, pour comprendre leur domaine de validité. Les principes et contraintes d'une évaluation multicritère recevront une attention particulière.

3.2. Qu'est-ce qu'une évaluation ?

Evaluer un objet c'est porter un jugement sur la valeur de celui-ci. L'évaluation combine un recueil d'éléments factuels (par exemple le revenu d'un élevage, l'état des animaux...) et des choix basés sur les valeurs qui sont attribuées à tel ou tel élément factuel. Par exemple, on pourra juger qu'un revenu deux fois égal au Smic est correct (ou non !) ou que 10% de boiterie dans un troupeau de vaches laitières est inacceptable (ou acceptable !). L'évaluation peut porter sur des objets réels ou virtuels (issus de scénarios de prospective ou de modélisation). La littérature scientifique mobilisée dans la présente expertise collective sur l'élevage, porte sur l'évaluation d'objets réels, ici les systèmes d'élevage existants.

La structure d'une évaluation s'organise selon une chaîne logique en quatre étapes-clés (Lairez and Feschet, 2015) (Fig. 1), qui permet de mettre en évidence différents points d'attention et les limites de cette démarche :

- 1) Une réflexion préalable qui définit les commanditaires, les évaluateurs et les destinataires de l'évaluation. Durant cette étape un état des lieux sommaire permet de dresser le cadre de l'évaluation.
- 2) Des choix préalables définissent les finalités de l'évaluation, les limites du système à étudier, les dimensions de l'étude (spatiales, temporelles et organisationnelles) et les modalités de l'évaluation, en fonction de la disponibilité des moyens et des données.
- 3) L'étape 3 porte sur le choix de la méthode d'évaluation et/ou de la construction d'une nouvelle méthode
- 4) L'étape 4 est la mise en œuvre proprement dite de l'évaluation, allant de la collecte des données jusqu'à la présentation des résultats.

3.2.1. Focus sur quelques étapes clés

Dans ce paragraphe, sont choisies quelques étapes qui comportent des points clés permettant de comprendre les limites et la qualité d'une évaluation telle qu'elle peut être rencontrée dans la littérature mobilisée dans l'expertise collective.

Etape 2 : les choix préalables

L'étape des choix préalables permet de définir l'objet à évaluer et les objectifs de l'évaluation : Quelles sont les limites de l'objet à évaluer ? Par exemple, lorsque l'on parle de l'élevage, parle-t-on d'une exploitation agricole ou d'une filière ou encore d'un territoire dans lequel coexistent différentes exploitation et filières. Dès lors, inclut-on les étapes amont de fabrication des aliments pour les animaux et les étapes aval de transformation des produits (abattage, fabrication de fromage...), et de traitement des rejets associés. C'est une étape essentielle car elle fixe l'orientation du travail : à quelle(s) question(s) cherche-t-on à répondre par cette étude ? Et comment seront utilisés les résultats

? Dans certaines méthodes, elle définit aussi l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire l'unité de référence selon laquelle seront exprimés les résultats. A la lumière des objectifs et de la fonction étudiée, on pourra définir les limites du système : son étendue, les éléments qui seront pris en compte ou non, ses limites temporelles aussi en définissant si l'on étudie le système à l'échelle de l'année, de la décennie... Dans l'expertise collective, il s'agira d'évaluer l'ensemble des rôles, impacts et services rendus par l'élevage. Nous nous plaçons donc plutôt dans une posture d'évaluation a posteriori (*ex post*), c'est-à-dire basée sur des systèmes existants à des fins de diagnostic (Sadok *et al.*, 2008). L'évaluation pourrait aussi se faire a priori (*ex ante*), sur des systèmes agricoles fictifs conçus par modélisation ou discussion entre experts.

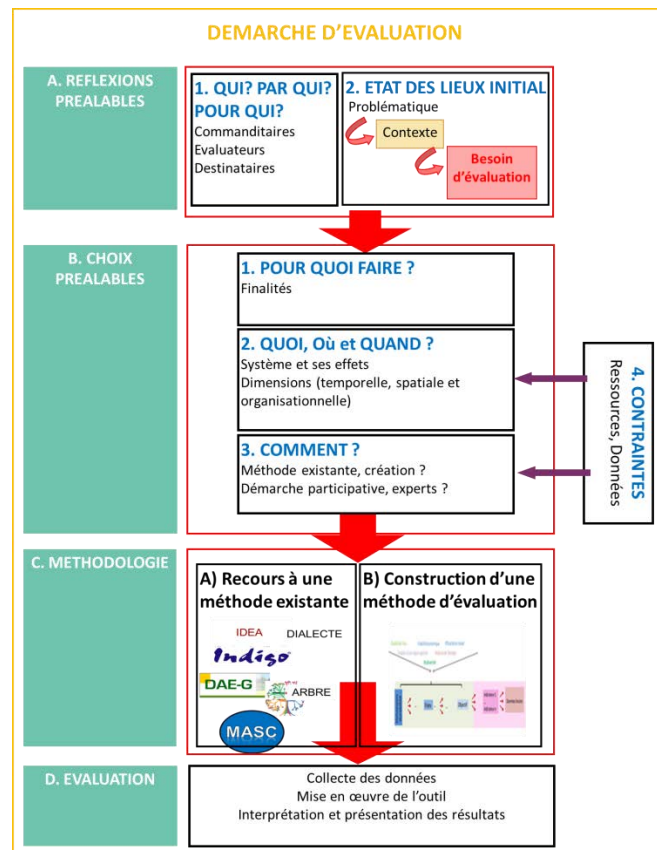


Figure 3.1 : les différentes étapes de l'évaluation d'après (Lairez and Feschet, 2015)

Etape 3 : Les méthodes participatives ou à dire d'experts

Bien qu'elle se base sur des éléments objectivables, une évaluation n'est jamais neutre puisqu'elle fait appel aux valeurs que le commanditaire, les responsables de l'évaluation, un groupe de personnes ou la société en général attribuent aux différents éléments à évaluer : par exemple quel niveau de revenu des éleveurs considérera-t-on comme très bon, correct ou faible ? Cette interprétation est souvent réalisée par des experts du domaine qui comparent les résultats obtenus par les indicateurs à des valeurs de référence (par ex le niveau moyen des revenus). Des démarches participatives permettent d'éviter des jugements trop individuels ou partiels : conciliation d'experts (qui échangent entre eux pour aller vers un consensus au moment de la définition des objectifs ou de la validation), co-construction entre experts et porteurs d'enjeux concernés, ou conciliation entre porteurs d'enjeux ne faisant pas intervenir d'experts. Les caractéristiques de ces différentes modalités sont présentées dans le tableau 3.1. Néanmoins, le choix du collectif d'experts influencera largement l'orientation de l'évaluation. Dans ce type d'études, il

faut garder en tête que les experts restent porteurs de leurs propres conceptions du sujet au moment de la construction de l'évaluation.

Tableau 3.1 : Caractéristiques des différentes modalités de l'intervention des acteurs dans un processus d'élaboration d'une méthode d'évaluation. D'après (Lairez and Feschet, 2015).

	Formes de consultation / participation				
	Simple consultation		Démarche participative		
	Ne consulter personne ou ne consulter qu'une personne	Consulter des personnes (experts ou porteurs d'enjeux)	Concilier des experts	Co-construction entre experts et porteurs d'enjeux	Conciliation entre porteurs d'enjeux concernés
Rapidité de mise en œuvre	X				
Utilisation d'une diversité d'avis			X	X	X
Emergence de débats entre personnes ayant des connaissances et des opinions différentes			X	X	X
Participation à la décision des porteurs d'enjeux concernés				X	X
Prise de décision par les porteurs d'enjeux concernés					X
Appropriation de la méthode par les personnes concernées par l'évaluation				X	X
Chronophage du fait de la consultation de plusieurs personnes		X	X	X	X
Chronophage car nécessite des phases d'échanges/discussions			X		
Procédure chronophage et organisation délicate à mettre en place				X	X
Risque de non appropriation de la méthode par les porteurs d'enjeux concernés	X	X			
Risque de ne non réponse aux enjeux locaux	X	X			
Risque de manque de structuration de l'information et de rigueur scientifique					X

Etape 4 : Comment sont interprétés les résultats ?

Les indicateurs fournissent des données brutes (voir paragraphe 3) : la quantité d'équivalent CO₂ produite à l'hectare, l'abondance d'insectes ou nombre d'espèces d'insectes sur une parcelle, la proportion de prairies naturelles dans l'assolement d'une exploitation ou un territoire, le nombre de kilocalories animales produites dans un département... Il est ainsi possible de comparer deux types d'élevage sur la base de leurs résultats sur chacun des indicateurs retenus. Pour autant, ces résultats ne constituent pas un jugement en eux-mêmes. Pour prendre une décision, il est nécessaire d'interpréter ces indicateurs.

Lors de l'évaluation, on peut par exemple décider si les valeurs obtenues sont inacceptables, acceptables, ou fortement recherchées (échelle ordinaire à trois niveaux). Il est également possible d'exprimer cette interprétation sur une échelle continue ; ainsi dans le projet Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009) qui visait à proposer une méthode d'évaluation du bien-être des animaux, une échelle de valeur allant de 0 à 100 a été définie : 0 correspond

au niveau minimal de bien-être et 100 au niveau maximal, 50 était défini comme une situation passable (ni bonne ni mauvaise). Dans ce projet, des tableaux de données étaient présentés à des experts, lesquels devaient attribuer des scores de bien-être.

Lorsqu'un indicateur est qualitatif ou ordonné, compte-tenu que le nombre de catégories est limité, il est possible d'utiliser des arbres logiques. Un exemple est donné sur la Figure 3.2.

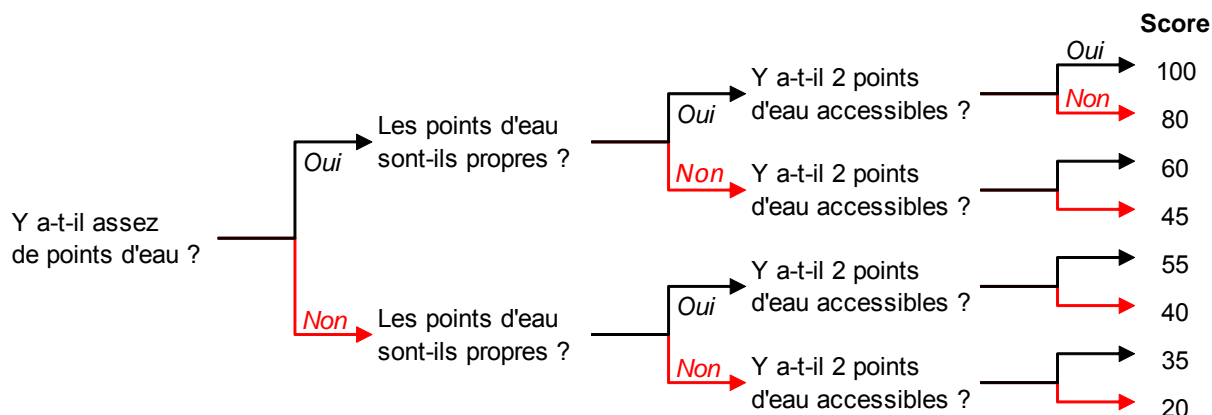


Figure 3.2: Arbre logique pour passer des résultats obtenus par des élevages de vaches laitières en matière d'abreuvement et le score de bien-être attribué par des experts sur une échelle de jugement de 0 (pas de bien-être) à 100 (excellent bien-être) (Winckler *et al.*, 2009)

Même si les indicateurs sont quantitatifs, il n'y a généralement pas de relation linéaire entre la donnée brute et l'évaluation que l'on en fait. Cet aspect a été particulièrement exploré dans le projet Welfare Quality®. Les relations obtenues entre données brutes et évaluations étaient toutes curvilinéaires. Une illustration en est donnée sur la figure 3.3 : on voit que lorsque le taux de boiterie dans un élevage laitier passe de 0 à 10%, la note attribuée à l'élevage diminue fortement ; par contre au-delà de 10% la note évolue peu et les élevages sont tous considérés comme offrant un niveau faible de bien-être aux animaux.

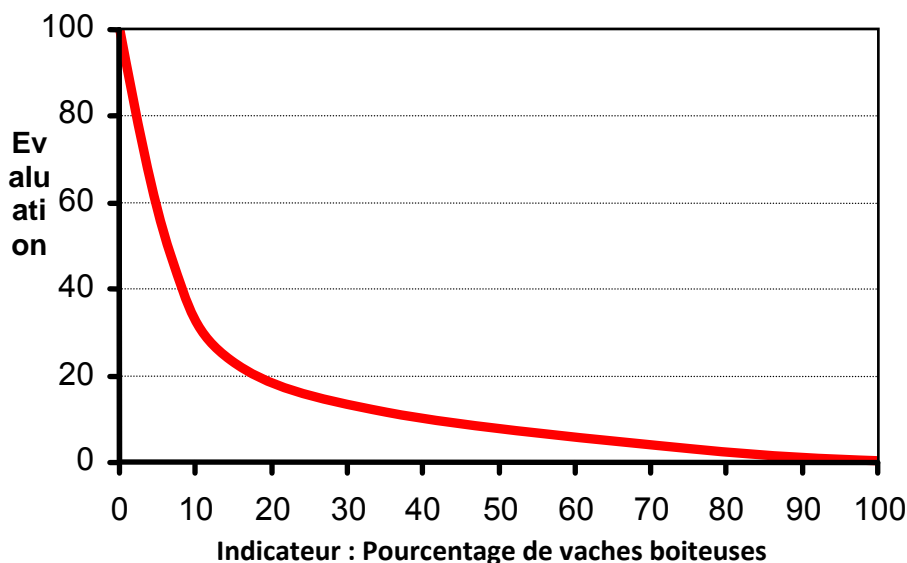


Figure 3.3: Relation entre le taux de boiterie dans un élevage de vaches laitières et l'évaluation par des experts sur une échelle de jugement de 0 (pas de bien-être) à 100 (excellent bien-être) (Winckler *et al.*, 2009)

Encart 2 : Nature des variables et échelles de mesure

Qu'il s'agisse d'indicateurs ou d'agrégats d'indicateurs (critère), ceux-ci correspondent à des variables qui peuvent être de natures diverses :

- Les variables nominales correspondent à des catégories auxquelles on donne un nom ; l'exemple le plus classique est le genre (homme / femme). En élevage on pourra citer comme variable nominale le type d'animal (bovin viande / bovin lait) ou d'activité (naiseur / naisseur-engraisseur).
- Les variables ordinales sont exprimées également sous forme de catégories mais celles-ci sont naturellement ordonnées. Ainsi classiquement dans les questionnaires psychométriques, des échelles de Likert (du nom du psychologue R Likert) sont utilisées : on demande le degré d'accord ou de désaccord par rapport à une proposition et la réponse est exprimée selon un choix entre plusieurs « étiquettes », par exemple : 1 - Pas du tout d'accord ; 2 - Pas d'accord ; 3- Ni en désaccord ni d'accord; 4- D'accord; 5- Tout à fait d'accord. Le choix de "Tout à fait d'accord" signifie bien que l'on est plus d'accord que si l'on avait choisi « D'accord », de la même façon « D'accord » correspond à plus que « Ni en désaccord ni d'accord », etc. Même si ces étiquettes peuvent être encodées en 1, 2, 3, 4, 5 ces chiffres correspondent à des numéros et non des nombres.
- Les variables quantitatives décrivent des quantités (l'âge, le poids, la durée...) que l'on peut en général mesurer à l'aide d'instruments. Elles peuvent correspondre à des éléments que l'on peut énumérer, par exemple le nombre de bêtes dans un troupeau, ou à des quantités qui peuvent prendre une infinité de valeurs, par exemple la quantité de lait produite sur une exploitation.

3.3. Qu'est-ce qu'un indicateur ?

3.3.1. Indicateurs directs et indirects

Les indicateurs sont des grandeurs de natures très diverses (données, calculs, observations, mesures), qui fournissent une information au sujet de variables plus difficiles d'accès ou de systèmes plus complexes. Ils doivent permettre d'aider un utilisateur dans son action (prise de décision, construction de programme d'action, modélisation...) (Bockstaller *et al.*, 2008). Dans la présente expertise, on utilisera le terme « indicateur » pour désigner tout élément de connaissance qui pourra être mobilisé pour mesurer un critère et donc participer à une évaluation. Les indicateurs peuvent être directs, c'est-à-dire renseigner le critère étudié par un lien direct de causalité (par ex. la quantité de bovins abattus pour estimer un niveau de production). D'autres indicateurs sont indirects, c'est-à-dire qu'on base l'évaluation sur une hypothèse de causalité car l'indicateur direct est difficilement accessible. Par exemple, il est extrêmement difficile de mesurer précisément le niveau de biodiversité d'un site puisqu'il faut répertorier les animaux, plantes et les microorganismes et compter les individus de chaque espèce présents (voir encadré 3). Des indicateurs indirects de biodiversité peuvent alors être utilisés comme proxy pour évaluer le niveau de biodiversité : ainsi des métriques paysagères liées à l'hétérogénéité des paysages ou au nombre de cultures dans un assolement peuvent être utilisés car supposés favoriser la biodiversité (Fahrig *et al.*, 2011). De tels indicateurs se situent en amont dans la chaîne de causalité de l'élément d'intérêt. La figure 3.4 résume les différents types d'indicateurs.

Encart 3 : L'exemple des indicateurs de biodiversité

De nombreux indicateurs (généralement appelés indices dans la littérature spécialisée) ont été développés pour mesurer la biodiversité ou plus généralement « l'état de santé » d'un écosystème. On peut les regrouper en trois catégories : abondance d'une espèce cible, indices de diversité ou indices de composition.

- Abondance d'une espèce cible. Une première approche consiste à s'intéresser à une seule espèce d'importance pour l'écosystème et dont la protection entraînera la protection d'un grand nombre d'espèces non ciblées, en particulier car elle joue un rôle central dans la dynamique et la stabilité de l'écosystème (espèces dites « parapluies », ex : loutre, étoile de mer). On s'attachera alors à quantifier l'abondance de l'espèce cible.

- Indicateurs de diversité. Un grand nombre d'indicateurs ont été développés pour quantifier la diversité biologique d'un écosystème. Le moyen le plus intuitif consiste à compter le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique). La critique principale de ces indicateurs est qu'une espèce aura le même poids quelle que soit son abondance. D'autres indices ont alors été développés pour prendre en compte à la fois le nombre d'espèces et leurs abondances. Les plus couramment utilisés sont les indicateurs de biodiversité de Shannon ou de Simpson.

- Indicateur de composition. Une dernière catégorie d'indicateur s'attache à caractériser les communautés en portant sur elles un regard fonctionnel, par exemple l'indicateur de spécialisation qui évalue une communauté du point de vue de sa composition en termes d'espèces spécialistes ou généralistes, l'indicateur trophique qui évalue une communauté en termes de localisation des espèces qui la composent dans les différents niveaux trophiques.

Ces indicateurs permettent d'éclairer diverses facettes de la biodiversité, mais présentent certaines limites qui semblent pour l'instant difficilement contournables. La principale d'entre elle tient à la difficulté de porter une vision normative sur la biodiversité. Ces indicateurs permettent de décrire et de qualifier différents écosystèmes mais ne permettent pas de les hiérarchiser. Par exemple, la richesse spécifique d'un écosystème forestier boréal sera bien moindre que celle d'un écosystème forestier tropical mais cela ne permet pas d'en déduire une quelconque différence d'état de conservation, encore moins d'informer un décideur public quant au choix de l'écosystème à protéger en priorité. Les différentes mesures de biodiversité permettent donc une approche descriptive d'un écosystème voire le suivi de son évolution dans le temps, mais ne permettent pas de déterminer si un écosystème est préférable à un autre. De tels choix ne peuvent être réalisés qu'en assumant pleinement la subjectivité des règles utilisées pour hiérarchiser les systèmes, ces règles devant alors refléter des choix de société.

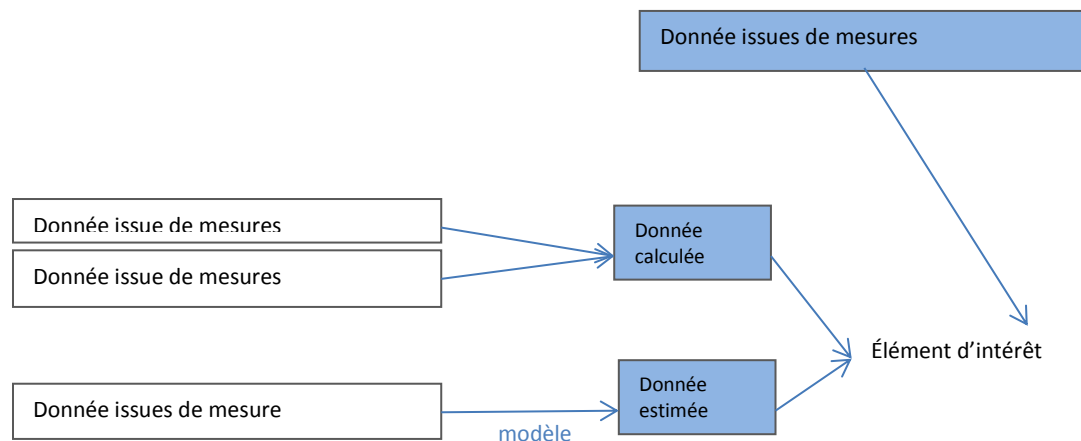


Figure 3.4 : différents types d'indicateurs utilisés pour l'expertise selon qu'ils mesurent directement l'élément d'intérêt, qu'ils reposent sur plusieurs données combinées au moyen d'un calcul, ou qu'ils sont estimés à l'aide d'un modèle. Les boîtes bleues représentent les indicateurs.

3.3.2. Nature des indicateurs

Les indicateurs s'appuient sur des variables qui peuvent être de différents types (voir encadré sur les variables), en fonction de la nature des données mobilisées pour les renseigner. Il pourra s'agir de données brutes (par ex. la quantité d'animaux vendus par an par une exploitation exprimée en kg de poids vif) que l'on peut obtenir à partir de bases de données nationales et à différentes échelles (Agreste...) mais aussi par enquêtes en exploitation ou auprès de partenaires. Ces données brutes peuvent être chiffrées mais peuvent aussi être des données qualitatives sur les

pratiques par exemple utilisation ou non de prairies permanentes dans l'alimentation des animaux. Les indicateurs peuvent correspondre aussi à des données déjà calculées à partir de données brutes (par ex. la marge brute d'une exploitation) ou de données estimées à partir d'un modèle (par ex. des indicateurs issus d'une Analyse en Cycle de Vie (ACV, voir 5.2).

Les indicateurs peuvent être organisés selon qu'ils sont de cause ou d'effet. En agriculture, il s'agit de considérer l'ensemble de la chaîne qui va des pratiques aux impacts (Figure 3.5). Ainsi, il est possible de définir des indicateurs de pratiques qui caractérisent les actions et les modalités de mobilisation des moyens (exemple : chargement en bovins à l'hectare, nombre d'UTH par exploitation...). Ces pratiques peuvent générer des flux (de matière et d'énergie, économiques, ou d'information), comme des émissions de nitrates au champ, et il sera possible de définir des indicateurs de flux ou de quantités associés. Ces indicateurs sont souvent renseignés par des mesures ou des modèles. En fonction de conditions de transferts de ces flux et/ou de sensibilité des cibles, les flux peuvent induire des changements d'état du milieu, des populations ou des individus et il sera possible de définir des indicateurs d'impact (ou d'effet). Ces impacts peuvent être réels ou potentiels (cas des ACV), orientés problèmes globaux (exemple le changement climatique) ou orientés dommages (directement sur les cibles).

La question des unités dans lesquelles on exprimera les indicateurs est un point-clé. En agriculture on pourra rencontrer des études dont l'unité fonctionnelle est le kg de produit ou l'ha. La conséquence de l'utilisation de ces différentes unités fonctionnelles est qu'alors, différents systèmes de productions agricoles sont classés différemment. Typiquement les systèmes d'élevage intensifs optimisés ont souvent des niveaux d'impacts inférieurs à des systèmes biologiques plus extensifs quand on utilise une unité fonctionnelle en poids de produit, alors que c'est l'inverse quand on utilise une unité fonctionnelle de surface. Pour arbitrer ce type de question, il est nécessaire de revenir au sens de ce que l'on mesure : parle-t-on de valorisation de l'espace ou de production agricole ? La confrontation aux espaces d'expression des services écosystémiques doit aussi changer la façon d'envisager les impacts.

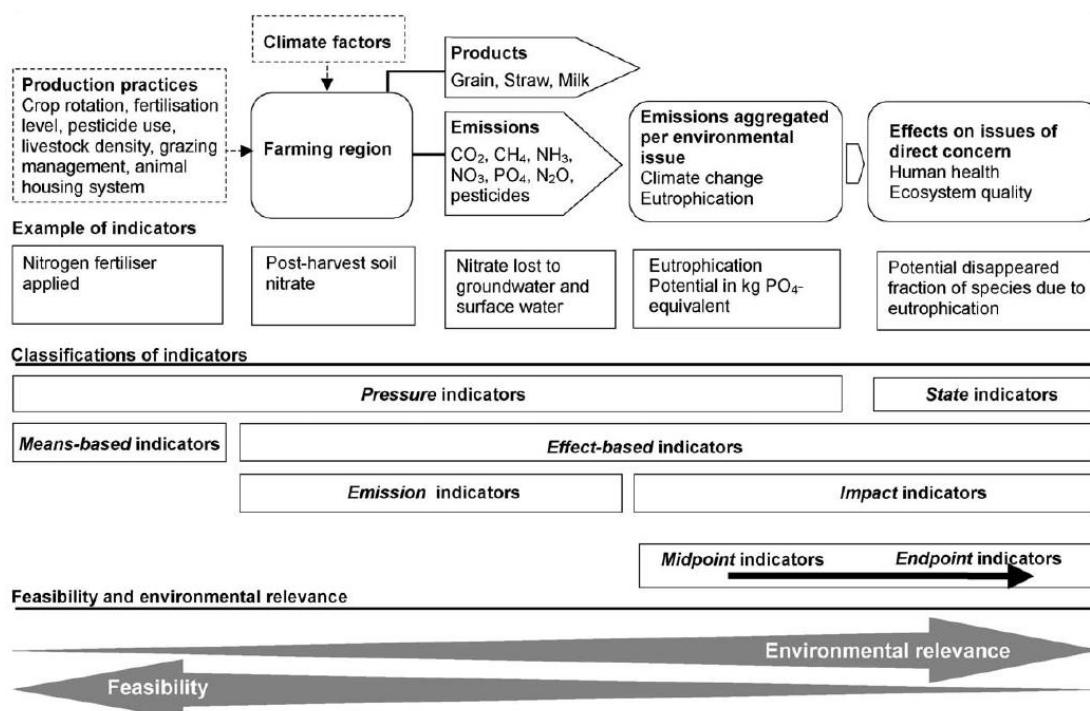


Figure 3.5 : Représentation de la chaîne causale qui relie les pratiques aux impacts dans les évaluations environnementales, d'après (Payraudeau and van der Werf, 2005).

3.4. L'évaluation multicritère

Dans le cas de la présente expertise collective, on cherche à conduire une évaluation multicritère, du fait des divers rôles, impacts et services de l'élevage.

3.4.1. Critères et principes

La notion d'évaluation multicritère a été développée en recherche opérationnelle, discipline de mathématique appliquée qui vise à aider la prise de décisions (Bouyssou *et al.*, 2000; Roy, 1993). Le cadre général est la définition de critères qui sont autant d'éléments d'évaluation pour lesquels un objectif peut être fixé : objectif de préservation de l'environnement, de bonne santé des animaux, de niveau de vie décent pour les éleveurs, etc. Ces grands objectifs sont aussi appelés principes dans la mesure où ils font référence à des systèmes de valeurs. Pour une évaluation globale d'un système, on devra tout d'abord lister les principes puis les décliner en critères (Figure 3.6). Pour une évaluation multicritère rigoureuse, cette liste doit être exhaustive (c.à.d. comporter tous les critères d'intérêt) et minimale (c.à.d. ne pas comporter de critères redondants). Les critères doivent pouvoir être évalués de façon séparée (c.à.d. que l'évaluation d'un critère n'influence pas sur celle d'un autre critère) (Bouyssou, 1990). L'évaluation d'un objet selon un critère donné est réalisée en prenant en compte un ou plusieurs indicateurs. Par exemple, le nombre de personnes vivant en dessous du seuil de pauvreté et le niveau moyen de revenu peuvent être utilisés pour juger du critère « pauvreté » d'une population. Les critères peuvent être groupés en principes. Ainsi la pauvreté, la cohésion sociale ou encore la solidarité sont des critères qui caractérisent la dimension sociale du développement durable.

Dans l'exemple de l'analyse des services rendus par l'élevage en France de Ryschawy *et al.*, un principe correspondant à la fourniture de produits animaux ou service d'approvisionnement a été décliné en des critères par filière, par exemple la production laitière, de viande de monogastriques, de ruminants et d'œufs et un critère agrégé équivalent à la production totale de produits animaux (Ryschawy *et al.*, 2015). Pour chaque critère, un indicateur de volume a été défini pour chacun des critères retenus par filière, par exemple pour la production laitière, le volume de production lait tous ruminants produit en litres par km² ; le critère agrégé de production animale totale a été quand à lui évalué selon l'indicateur de Contribution totale du département à la production animale française agrégée exprimée en kilocalorie. Dans d'autres cas, il est possible que plusieurs indicateurs soient retenus pour renseigner un critère (Figure 3.6).

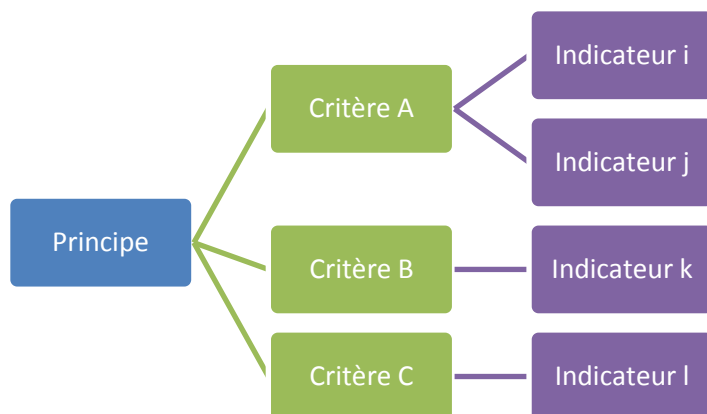


Figure 3.6 : Emboîtement des principes, critères et indicateurs en évaluation multicritère

3.4.2. L'agrégation des critères

Pour réaliser une évaluation globale reproductible (c.à.d. utilisable à large échelle par différentes personnes dans différents contextes), il est nécessaire de faire appel à des méthodes formelles d'agrégation de critères (voir par exemple (Botreau *et al.*, 2007)) pour la comparaison de méthodes sur l'évaluation du bien-être des animaux). La méthode la plus intuitive pour agréger des critères est la somme pondérée, par exemple :

$$\text{évaluation globale} = p_1C_1 + p_2C_2 + \dots + p_nC_n$$

où C_1, C_2, \dots, C_n sont les valeurs obtenus pour chaque critère
et p_1, p_2, \dots, p_n sont les poids attribués à chaque critère

La somme pondérée est très souvent utilisée, par exemple pour le Baccalauréat où les notes obtenues pour chaque matière sont multipliées par un coefficient qui définit l'importance attribuée à chaque matière. Toutefois la somme pondérée présente certains inconvénients ; en particulier elle autorise pleinement les compensations (appelée substituabilité en économie) entre critères : un résultat très faible pour un critère peut être compensé par un résultat très élevé pour un autre critère. De plus la somme pondérée ne permet de prendre en compte des valeurs seuils « éliminatoires ».

Les sommes de rangs sont également souvent proposées : cela reviendrait par exemple à classer les systèmes d'élevage du meilleur au moins performant sur chaque critère. La somme des rangs obtenus par un système d'élevage sur l'ensemble des critères est alors calculée et on compare cette somme entre systèmes d'élevage. La somme des rangs présente plusieurs inconvénients dont le fait de n'être valable qu'au sein d'une population prédéfinie. En effet, le rang obtenu par un système d'élevage dépend des autres de sorte que le classement relatif de deux systèmes donnés peut varier selon la population dans laquelle se situe ces systèmes (même si ils restent en tout point identique !).

Pour limiter les compensations entre critères, des méthodes ont été proposées :

- La moyenne pondérée ordonnée (OWA pour Ordered Weighted Average) et l'intégrale de Choquet (Grabisch and Roubens, 2000; Yager, 1988). Pour ces deux méthodes, les scores obtenus pour une alternative (par ex un type d'élevage) sur les différents critères sont ordonnés du plus faible au plus fort. Pour l'OWA, un poids est attribué à chaque score selon son rang. L'intégrale de Choquet généralise la notion de moyenne pondérée avec des poids qui peuvent être associés à chaque critère pris séparément, et également à tout ensemble de critères. Ces deux méthodes permettent de limiter les compensations entre critères sans toutefois les éliminer.

- Les méthodes de sur-classement, qui reposent sur la définition de profils de références (valeurs de références définies pour chaque critère) et la comparaison des alternatives à ces profils. Il est possible de jouer à la fois sur les profils et sur les règles d'appartenance qui déterminent les conditions pour qu'une alternative « surclasse » un profil (c'est-à-dire peut être considérée au moins aussi performante que ce profil) (Perny, 1998). Ces méthodes permettent d'éliminer les compensations et d'introduire des valeurs vetos.

D'une manière générale, les choix méthodologiques pour passer des données disponibles aux résultats en termes d'évaluation doivent être explicites, qu'il s'agisse de la sélection des indicateurs, du choix des valeurs de référence, de transformation et normalisation des variables, de sélection des modes d'agrégation ... et ce afin que les utilisateurs de l'évaluation puissent appréhender dans quelles limites cette évaluation est valable (Veissier *et al.*, 2011).

3.4.3. La représentation des résultats

La représentation de résultats doit en permettre une compréhension rapide et globale.

Le mode de représentation dépend essentiellement de la nature des données à représenter. Lorsqu'il s'agit d'une donnée exprimée sous formes de catégories non ordonnées (nominales) ou ordonnées (ordinales), la proportion d'individus dans chaque catégorie peut-être représentée sous forme de secteurs d'un disque ou diagramme en secteurs (appelé communément « camembert »), la surface de chaque secteur étant proportionnelle au nombre d'individus (Figure 3.7). Cette représentation ne permet de prendre en compte qu'un indicateur et sa distribution dans une seule population.

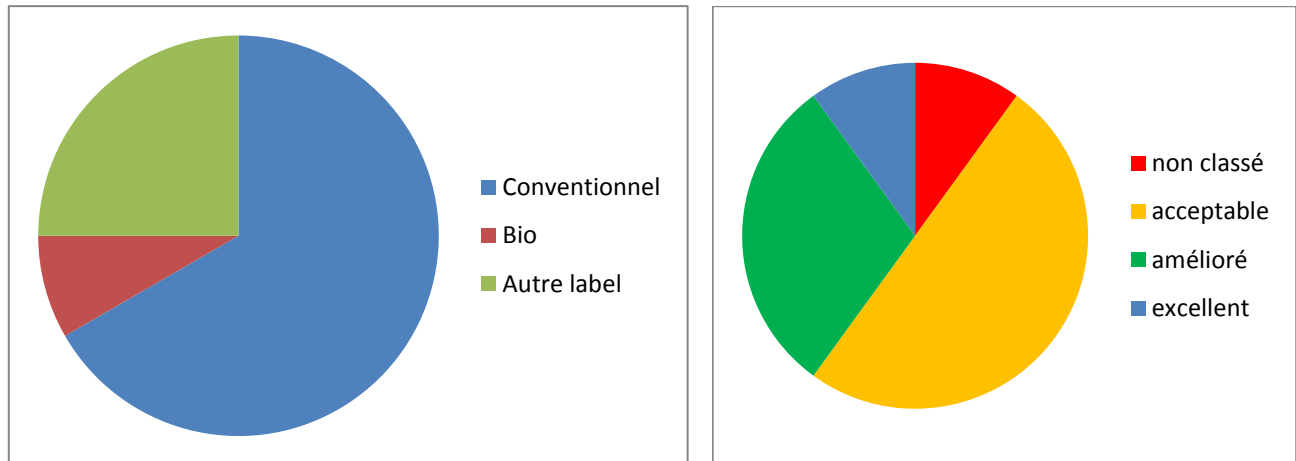


Figure 3.7 : A gauche, proportion d'élevages conventionnels, en Bio ou sous autre signe de qualité dans une région. A droite, proportion d'élevages classés excellent, amélioré, acceptable et non classé dans le système Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009).

Lorsque l'on veut faire figurer les résultats de plusieurs indicateurs (ou critère) ou de plusieurs populations (ou cas d'étude), les histogrammes (diagrammes en bâtons) permettent une représentation à la fois claire et rigoureuse (Figure 3.8). Cette représentation est généralement facile à comprendre quand on ne représente qu'un cas d'étude. Dès que l'on compare plusieurs cas, la lecture devient délicate. Par ailleurs, la représentation sur un même plan d'indicateurs de natures différentes nécessite de pouvoir définir une échelle de mesure commune (par exemple une échelle de valeur de 0 à 100 comme utilisée dans Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009)).

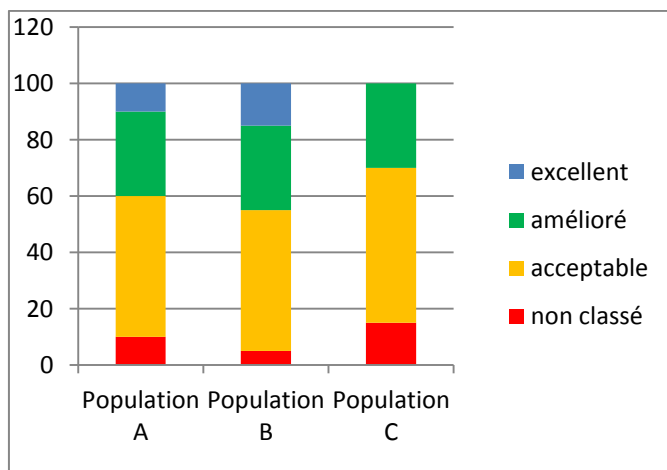






Figure 3.8 : A gauche, comparaison de 3 populations de fermes sur la base des % de fermes classées dans 4 catégories ordinales. A droite (à faire), résultats obtenus par deux systèmes d'élevage sur un ensemble de critères, les ordonnées sont exprimées sur une même échelle de valeur de 0 (critère non respecté) à 100 (critère parfaitement respecté).

Des présentations hybrides entre les secteurs et les histogrammes existent, comme la représentation de bouquets de services écosystémiques proposée par Ryschawy et al. (Ryschawy *et al.*, 2015) (Figure 3.9). Ces représentations ont l'avantage de montrer conjointement les valeurs de différents indicateurs de l'évaluation et d'offrir une interprétation visuelle des différentes catégories. Néanmoins, ce type d'analyse doit veiller à ce que les résultats soient standardisés (en scores sur une échelle -1 à 1 dans le cas présenté) pour limiter les interprétations hâtives. En effet, certaines représentations en radars sont régulièrement utilisées mais peuvent créer un biais d'interprétation. Un critère est représenté par axe et le lecteur peut supposer une surface correspondant à une mesure intégrée de la performance globale, ce qui est une erreur car cette surface dépend de l'agencement des critères mais pas de la performance globale.

Des représentations sous forme de tableaux de bord sont utilisées pour des variables ordinales. Elles consistent à attribuer un code couleur ou symboles pour représenter par exemple un niveau de risque (Girardin *et al.*, 2015). Dans l'exemple du Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009), on pourrait ainsi utiliser les symboles suivants pour rendre compte de l'évaluation d'une ferme :

			
Ferme excellente		Ferme acceptable	
Ferme Améliorée		ferme non classée	

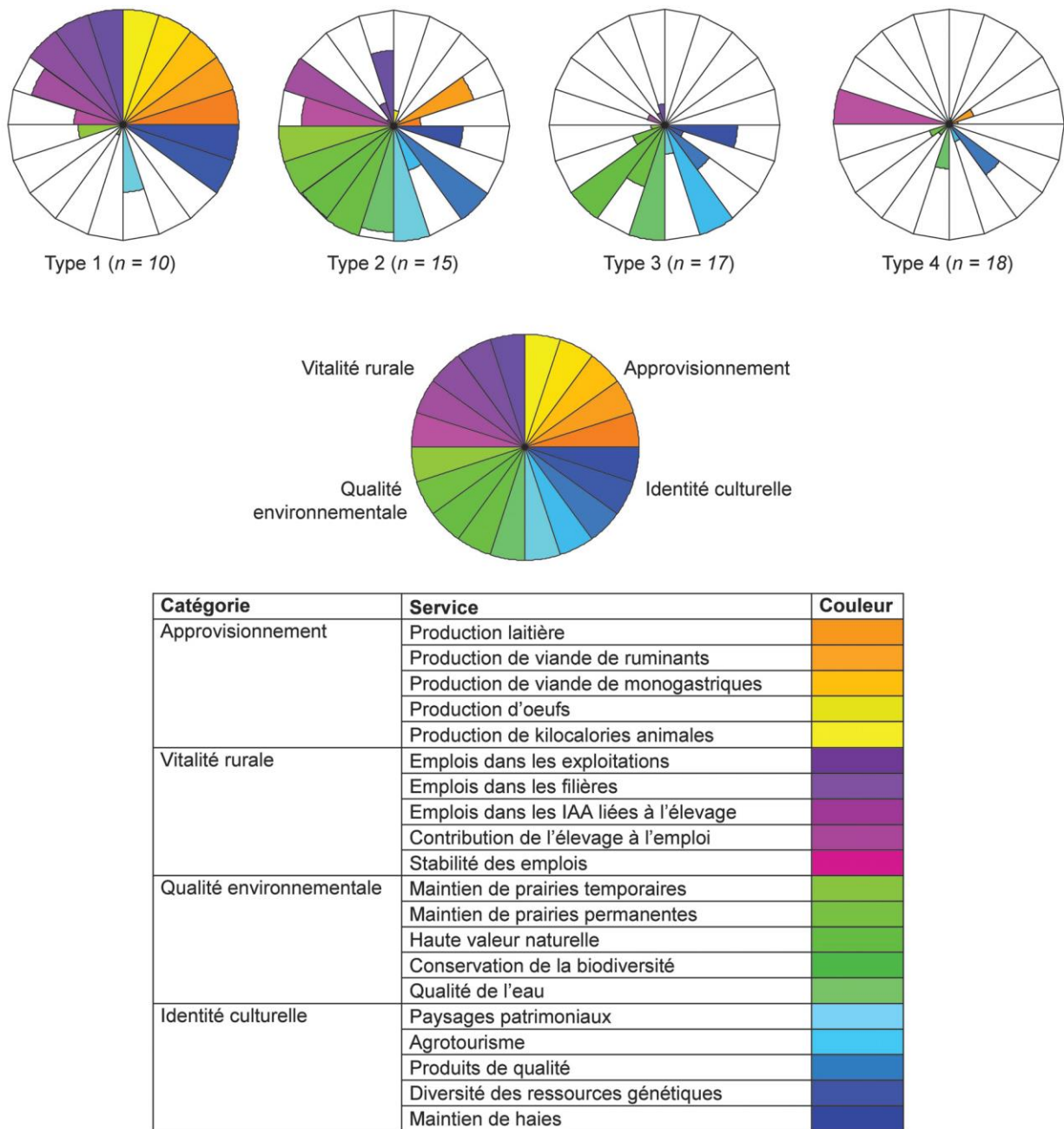


Figure 3.9 : Les quatre types de bouquets de services représentés par des diagrammes en secteurs (n = nombre de départements classés dans chaque type). Extrait de (Ryschawy *et al.*, 2015).

3.5. Exemples d'outils développés l'évaluation des activités agricoles

Il existe de nombreux outils conçus pour l'évaluation des systèmes agricoles. Certains sont présentés ci-dessous du fait de leur caractère emblématique.

3.5.1. Des méthodes d'évaluation multicritère de la durabilité

Dans cette partie sont présentées deux exemples emblématiques de méthodes d'évaluation multicritère par indicateurs et une méthode centrée sur les trajectoires.

IDEA

IDEA pour Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (Briquel, 2001 ; Vilain, 2008 ; Zahm *et al.*, 2008), est une méthode conçue par la Bergerie Nationale, l'INRA, l'Ensaia, et l'IRSTEA à la demande de la Direction générale de l'enseignement et de la recherche (DGER). L'objectif de la méthode est de réaliser une évaluation multicritère d'une exploitation agricole, suivant les trois piliers du développement durable (appelés « échelle » : agro-écologique, socio-territoriale et économique ; pouvant être assimilés à des principes) pour aider à l'appropriation du concept d'agriculture durable et pour identifier les éléments à améliorer.

IDEA donne 17 objectifs (critères) à l'agriculture durable : cohérence, qualité des produits, développement local, autonomie, gestion économe des ressources naturelles non renouvelables, adaptabilité, protection de l'atmosphère, emploi, protection des sols, qualité de vie, protection et gestion de l'eau, éthique, protection et gestion de la biodiversité, citoyenneté, protection des paysages, développement humain, bien-être animal. Un total de 42 indicateurs est utilisé pour obtenir des scores qui sont agrégés sur les composantes puis sur les échelles. Les scores des indicateurs sont obtenus à partir d'un barème de notation spécifique à chacun devant discriminer les pratiques. Les scores maximaux des indicateurs varient, ce qui revient donc à les pondérer. Il n'y a pas de compensation entre les échelles agro-écologique, socio-territoriale et économique, mais celles-ci sont autorisées au sein des critères. Une note par échelle est proposée, ainsi qu'une note unique pour l'exploitation qui correspond à la note la plus basse entre les trois échelles.

Les indicateurs ont été choisis à partir de la bibliographie ou développés par les concepteurs. Les notations et pondérations ont été établies par un groupe pluridisciplinaire de 30 experts.

Cette méthode est reconnue au plan national. Elle est pédagogique et transparente (les indicateurs sont détaillés). La méthode est utilisée dans le cadre de groupes d'agriculteurs, du développement agricole, et de l'enseignement.

Limites

Un certain nombre de limites sont relevées (Lairez and Feschet, 2015). Devant être adaptable à n'importe quelle exploitation, l'échelle socio-territoriale n'est pas contextualisée à l'aide d'enjeux territoriaux spécifiques. Les indicateurs utilisés sont des indicateurs de pratiques et non d'impact. La méthode est peu adaptée à l'analyse des systèmes très spécialisés (élevages cynicoles par exemples). La principale critique qui lui est faite, est que la méthode sous-tend un modèle de polyculture-élevage et pénalise les systèmes spécialisés jugés moins durables.

Dexi-SH

Le modèle Dexi-SH est un modèle d'évaluation multicritère *ex ante* de la durabilité agro-écologique des systèmes d'élevage bovins laitiers herbagers. La structuration de l'arbre hiérarchique s'est inspiré de celui du modèle Masc (Craheix *et al.*, 2012 ; Sadok *et al.*, 2008) qui utilise le logiciel Dexi (Bohanec *et al.*, 2013) basé sur le principe de la modélisation multi-attributs qualitative. L'objectif de la durabilité agro-écologique a été désagrégé en trois principes : la durabilité des ressources biotiques, la durabilité des ressources abiotiques et les risques sur l'environnement. Ces principes ont été déclinés en critères d'évaluation, renseignés par des indicateurs issus (i) de la littérature scientifique ou (ii) établis par la consultation d'experts (Figure 3.10). Le choix des critères d'évaluation et leurs modalités d'agrégation ont été discutés au sein d'un groupe pluridisciplinaire de scientifiques. Le modèle permet d'évaluer *ex ante* les systèmes d'élevage dans de nombreuses situations pédoclimatiques. La vision de la durabilité peut être modulée par l'utilisateur du modèle en modifiant les pondérations. L'intérêt de ce type d'outil générique réside dans le fait que l'évaluation est très ouverte aux différents objectifs et choix des experts.

Limites

Néanmoins, deux risques sont relevés : i) une utilisation « presse-bouton » pour des utilisateurs non avertis qui ne connaîtraient pas bien les règles de décision ayant conduit à son élaboration et ii) l'impression d'une objectivité par l'utilisation de l'outil alors que les choix ont été faits et pondérés par les experts.

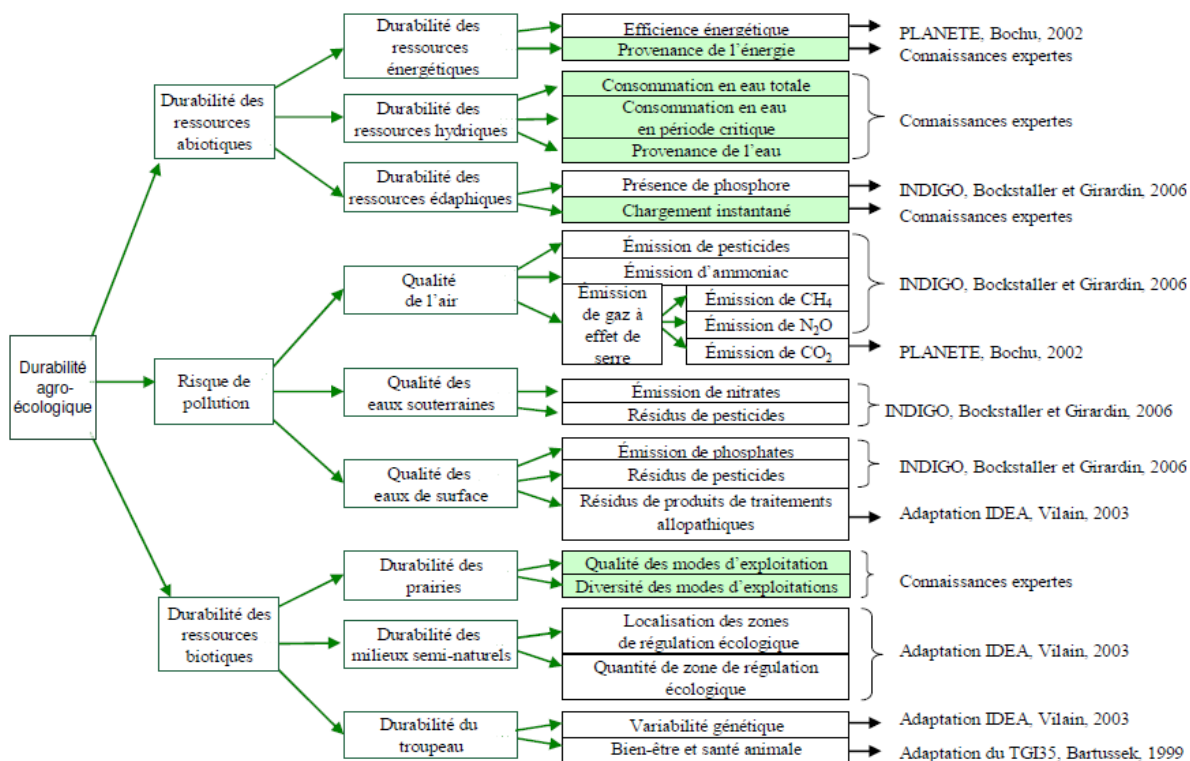


Figure 3.10: Arbre d'organisation des sous objectifs et critères de durabilité agroécologiques, ainsi que les indicateurs associés et leur méthode d'origine, dans la méthode Dexi-SH.

Théorie de la viabilité

La théorie de la viabilité (Aubin, 1991) est un cadre mathématique permettant l'analyse de systèmes dynamiques sous contraintes. Elle permet notamment l'évaluation multicritère de systèmes sans impliquer de pondération entre les différents critères d'évaluation. L'important ici n'est pas uniquement d'identifier les meilleures solutions comme dans le cas de la recherche d'optimums de Pareto (par exemple (Groot *et al.*, 2007 ; Polasky *et al.*, 2005) mais d'identifier également l'ensemble des situations sub-optimales caractéristiques de la diversité des situations possibles. Ce cadre mathématique se focalise sur les séquences temporelles de décisions compatibles avec un ensemble d'objectifs, représentés sous la forme de contraintes que le système doit respecter pour garantir son maintien à long terme. Il met l'accent sur la diversité des évolutions possibles d'une dynamique contrôlée par des décisions. L'idée centrale est de rechercher les ensembles de trajectoires qui respectent un ensemble de contraintes dans le temps (Figure 3.11).

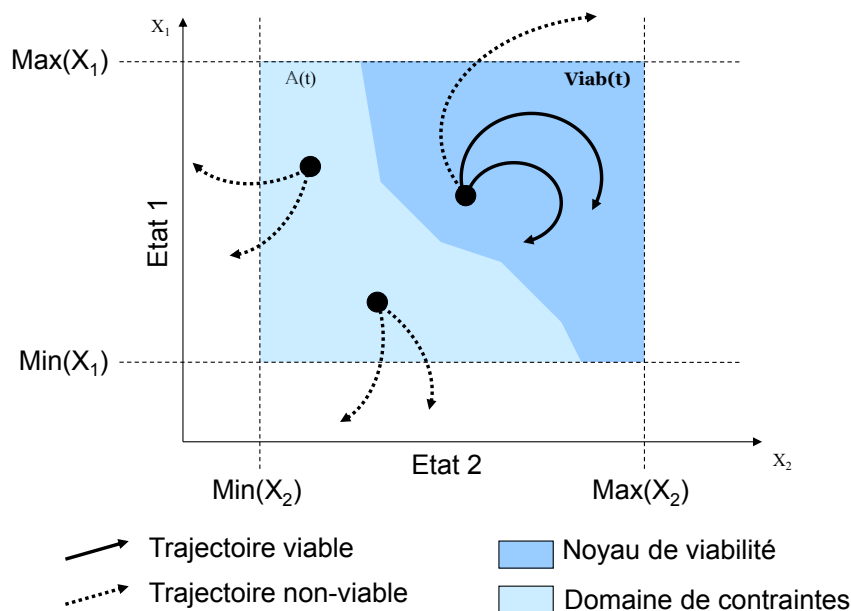


Figure 3.11: Quelques concepts clés associés à la théorie de la viabilité. Diagramme des états d'un système à 2 dimensions (X_1 , X_2) d'état au temps t . Les lignes pointillées représentent les contraintes et définissent le domaine de contrainte $A(t)$. Le domaine de contrainte est le sous-ensemble des états qui définit les limites à ne pas franchir pour préserver la bonne santé du système au cours du temps. Partant d'un état du système au temps t (cercles noirs) les trajectoires du système restant dans le domaine de contrainte (flèches continues) sont dites viables, celles qui en sortent (flèches pointillées) ne sont pas viables. Le noyau de viabilité $\text{Viab}(t)$ est l'ensemble des états à partir desquels il existe au moins une trajectoire viable.

La théorie de la viabilité a été appliquée à de nombreux systèmes et dans diverses disciplines. Historiquement, l'application de cette théorie à la gestion des ressources renouvelables a principalement concerné la gestion des pêcheries (par exemple (Bene *et al.*, 2001 ; Chapel *et al.*, 2008 ; Cury *et al.*, 2005 ; Doyen *et al.*, 2007 ; Eisenack *et al.*, 2006 ; Martinet *et al.*, 2007)) mais des travaux récents ont également appliqué ce cadre à la gestion des forêts (Bernard, 2010 ; Domenech *et al.*, 2011) ou des systèmes d'élevage (Baumgaertner and Quaas, 2009 ; Sabatier *et al.*, 2010 ; Sabatier *et al.*, 2015; Tichit *et al.*, 2007 ; Tichit *et al.*, 2004).

A l'heure actuelle, la principale limite de cette approche est qu'elle reste difficilement applicable à des modèles trop complexes. En effet, rechercher des ensembles de trajectoires et non un optimum unique a de fortes conséquences en termes de temps de calcul et de mémoire. De plus, cette approche nécessite une bonne connaissance du système considéré dont on doit être capable de modéliser la dynamique.

3.5.2. Les démarches d'analyse environnementale

Le domaine de l'analyse environnementale est très actif. Il peut être source d'indicateurs pour d'autres évaluations. Sont présentées deux méthodes d'analyses et une réflexion sur les applications en analyse des politiques publiques.

L'Analyse du Cycle de Vie

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) créée pour l'industrie dans les années 1970, est adaptée à l'agriculture depuis la fin des années 1990 (van der Werf and Petit, 2002). Elle marque un changement dans la façon de concevoir notre lien à l'environnement, à la fois par sa vision comptable et par sa vision systémique.

Selon le principe de cycle de vie, il ne s'agit plus seulement d'évaluer les conséquences sur l'environnement du fonctionnement d'un appareil ou de l'utilisation d'un produit, mais de le resituer dans une chaîne qui va de la production de ces constituants (et de l'énergie nécessaire à sa fabrication) jusqu'à la gestion des déchets qu'il génère, ou de son recyclage lors de sa fin de vie (Guinée, 2002). Dans les ACV réalisées dans les systèmes agricoles, le cycle n'est pas entièrement bouclé puisqu'on s'arrête souvent à la sortie de la ferme (« cradle to gate »). Les différentes étapes de la vie d'un produit peuvent se dérouler dans des zones géographiques très variées. En élevage, on utilise régulièrement des ressources énergétiques comme des mélasses ou protéiques comme du soja provenant de pays tiers parfois très éloignés.

L'ACV propose un ensemble de catégories d'impact associées à l'utilisation de ressources (eau, surface terrestre, ressources énergétiques ...) ou à l'émission de polluants dans différents compartiments (eau, sol, air), affectant des cibles différentes comme la santé humaine ou celle des écosystèmes. L'ACV permet ainsi de dresser un panorama des conséquences environnementales d'une activité (Encart 4). C'est le moyen de mettre en évidence des transferts d'impacts lors de changements de pratiques ou de systèmes de production, c'est-à-dire la dégradation potentielle de certains impacts concomitamment à l'amélioration de certains autres, prévue initialement.

Ainsi, une norme ISO (ISO, 2006a; b) présente la méthode, son déroulement et fixe des règles méthodologiques. Il faut néanmoins signaler que si la norme décrit bien le déroulement d'une étude ACV, elle ne dit rien du choix des indicateurs, des modèles de calculs des émissions polluantes ou des méthodes d'analyse des résultats.

Une ACV se réalise en quatre étapes (Figure 3.12) :

- La première étape consiste à définir les objectifs de l'étude et les limites du système considéré.
- La deuxième étape, est celle de l'inventaire. Il s'agit de recueillir toutes les données permettant de caractériser le système, d'en évaluer les émissions et les consommations de ressources. L'accessibilité de données représentatives, précises, de qualité, et clairement caractérisées (métadonnées) est un des points clés de cette étape, et de l'ACV en général.
- La troisième étape est celle du calcul des impacts (voir encadré N°3). Il s'agit d'agréger les données d'émission et de consommation issues de l'inventaire. Pour cela, on utilise par exemple les modèles du GIEC ² pour mesurer le changement climatique en kg d'équivalent CO₂.
- Dans la quatrième étape, l'interprétation des résultats consiste à présenter et analyser les résultats de l'évaluation de l'impact afin de dégager des conclusions et des recommandations. On y analyse la contribution de chacun des processus (étapes du cycle de vie, mais aussi d'une substance ou une ressource) aux différentes catégories d'impact et évalue l'incertitude des résultats. L'interprétation des résultats permet de déterminer les leviers utilisables dans une amélioration environnementale du système.

² http://www.ipcc.ch/home_languages_main_french.shtml

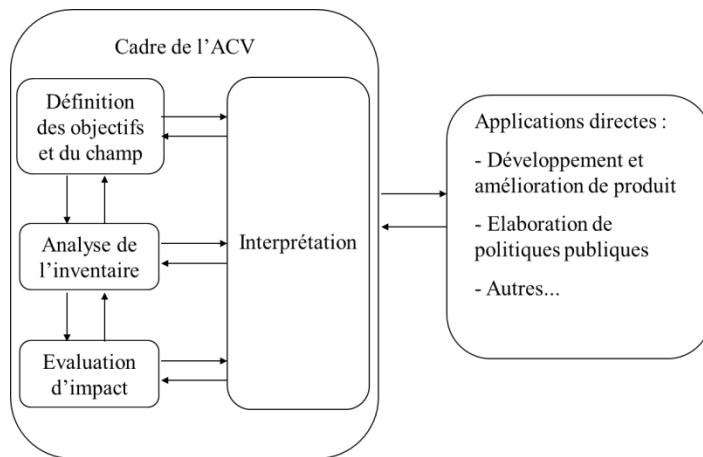


Figure 3.12 : Cadre méthodologique de l'ACV. D'après ISO.

Encart 4 : Les catégories d'impact potentiel régulièrement retenues dans les études portant sur l'élevage (de Vries and De Boer, 2010) :

- L'eutrophisation, exprimée le plus souvent en kg d'équivalent phosphates (PO₄-eq), concerne les impacts sur les écosystèmes aquatiques et terrestres dus à un enrichissement en azote et phosphore, comme par exemple une prolifération anarchique d'algues qui consomment l'oxygène disponible. Certaines études différencient l'eutrophisation marine et l'eutrophisation des eaux douces (voir chapitre 4)
- Le changement climatique, exprimé en kg d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂-eq), qui évalue la production de gaz à effet de serre par le système. Il est généralement évalué en considérant le pouvoir de réchauffement global à horizon 100 ans de différents composés tels que, pour l'élevage, le CO₂ (non biogénique), le CH₄, le N₂O (voir section 4.1).
- L'acidification, exprimée en kg d'équivalent SO₂ (SO₂-eq), qui rassemble l'effet de toutes les molécules ayant un rôle d'acidification des milieux terrestres et aquatiques. En élevage, le NH₃ est particulièrement concerné. (voir section 4.1)
- L'utilisation d'énergie, exprimée en Méga Joules (MJ), qui regroupe l'ensemble des ressources énergétiques utilisées (voir chapitre 4)
- L'utilisation de surface terrestre (land use, LU), généralement exprimée en m².année (surface occupée pendant un an), permet de définir la quantité de surface mobilisée pendant les différentes phases du cycle de vie et qui ne peut être utilisée par d'autres activités ou considérée comme espace naturel (Geyer *et al.*, 2010 ; Schmidt, 2008). Cette catégorie d'impact est parfois complétée par le Land Use Change (LUC) qui prend en compte le changement de nature de la surface considérée. Par exemple, il permet de prendre en compte la différence de stockage de carbone quand une forêt est coupée ou quand une pâture est retournée (voir chapitre 4).
- L'utilisation de l'eau est régulièrement utilisée en ACV en agriculture (Canals *et al.*, 2009; Corson and Doreau, 2013). Dans les ACV agricoles elles comptabilisent généralement l'eau bleue (voir chapitre 4). Certains auteurs ont aussi proposé d'inclure la notion de rareté de l'eau afin de moduler l'impact en fonction de la disponibilité en eau (Pfister *et al.*, 2009).

Limites

L'ACV est donc d'un outil puissant d'analyse environnementale, mais qui comporte plusieurs écueils :

- Celui de la complétude : il manque encore un certain nombre de catégories d'impact opérationnelles, comme la biodiversité, pour laquelle il n'existe pas encore de cadre consensuel de calcul.
- Celui de l'interprétation et de la prise de décision : la multiplicité des indicateurs (surtout s'ils ne vont pas dans le même sens) rend difficilement compréhensible le diagnostic et complique la prise de décision.
- Le choix des règles d'allocation dans les systèmes agricoles ne fait pas consensus. Néanmoins, la valeur économique des différents coproduits, censée représenter leur intérêt pour le producteur et la société, est régulièrement utilisée (Ardente and Cellura, 2012 ; Cederberg and Stadig, 2003 ; Nguyen *et al.*, 2012 ; Pelletier and Tyedmers, 2011). Les différentes règles d'allocation ne donnant pas les mêmes niveaux d'impacts entre les coproduits
- Un des points particuliers des ACV est la mobilisation d'un nombre de données très important et de natures ou d'origines très diverses, pouvant induire de la lourdeur dans la mise en œuvre. La qualité et la complétude des données deviennent alors un critère fondamental dans la précision du résultat de l'ACV.

Les perspectives d'évolution de l'ACV en agriculture sont nombreuses. Il s'agit de poursuivre l'adaptation de méthodes de calcul pertinentes au cadre de l'ACV, pour mieux prendre en compte les spécificités du monde biologique, le devenir des émissions polluantes, la sensibilité des milieux aux impacts, développer des approches spatialisées (Loiseau *et al.*, 2013 ; Nitschelm *et al.*, 2016) et couvrir des champs mal couverts comme ceux de l'écotoxicité ou de la biodiversité. Le cadre de l'ACV est aussi utilisé pour aborder les champs du social : ACV sociale (Falque *et al.*, 2013 ; UNEP, 2009), ou plus largement l'évaluation de la durabilité.

Il existe une variante dite ACV conséquentielle qui permet d'évaluer les impacts d'une décision sur les processus affectés par cette décision. Il s'agit par exemple, quand on étudie les changements de pratiques d'alimentation des animaux, d'évaluer les modifications des impacts associés aux changements d'assolement dans les cultures, et aux modifications de l'offre et de la demande sur les marchés internationaux (Nguyen *et al.*, 2013 ; Vazquez-Rowe *et al.*, 2013). Elle s'appuie sur un nombre d'hypothèses encore supérieur à l'ACV attributionnelle classique.

Emergy

L'agriculture mobilise une combinaison d'intrants provenant du capital naturel (sol, énergie solaire, pluie, ressources énergétiques fossiles) et d'intrants provenant du capital créé par l'homme (engrais, semences, pesticides) pour générer ses produits. La méthode ACV ne considère que les intrants du capital créé par l'homme et les ressources énergétiques fossiles. Au contraire, basée sur les principes de la thermodynamique, la méthode Emergy a été développée pour évaluer l'ensemble des besoins en énergie pour obtenir un produit (Paoli *et al.*, 2008). L'Emergy est définie comme étant l'énergie solaire disponible utilisée directement et indirectement pour réaliser un service ou un produit (Odum, 1995). La méthode Emergy est donc une méthode d'analyse quantitative qui exprime les ressources non-matérielles (ressources naturelles telles que le soleil, la pluie, le vent...), les ressources matérielles, les services et les produits dans une unité commune (Bastianoni *et al.*, 2001). Puisque l'énergie solaire est l'intrant énergétique majoritaire sur terre, toutes les autres formes d'énergie sont converties en équivalent solaire afin d'être exprimées dans une unité commune. Cette unité est exprimée en quantité d'énergie solaire utilisée (Odum, 1995). Elle est appelée « Emergy solaire » et s'exprime en joules d'Emergy solaire dont l'abréviation est « sej » pour solar emjoule. Les transformités (ou coefficients de transformation) estiment la quantité d'Emergy (en sej) requise directement ou indirectement pour produire une unité d'un bien ou d'un service. Elles correspondent au ratio de l'Emergy nécessaire pour produire un flux ou une unité de stock, sur l'énergie réelle de ce flux ou de ce stock (Ulgiati and Brown, 2002), et se mesure donc en sej/J.

La méthode Emergy utilise aussi des diagrammes spécifiques pour représenter les systèmes de production et leurs flux associés. Un ensemble de symboles représentent, les sources, puits, consommateurs, producteurs,

dispersions... Un exemple appliqué à un élevage laitier est présenté Figure 3.13. Dans la méthode et dans ces diagrammes, les flux d'énergie sont caractérisés selon leur origine : le flux total d'Emergy (Y), les flux issus de la nature (I), les intrants provenant de l'activité humaine (F) qui sont classés en matériaux (M) et services (S). Pour chaque flux, il est possible de distinguer une partie renouvelable (R) et une partie non renouvelable (N). A partir de cette classification un certain nombre de ratios sont proposés pour caractériser les performances des systèmes. Ils permettent d'analyser la dépendance du système aux flux naturels et anthropiques, leur niveau de renouvelabilité et leur niveau de stress vis-à-vis de l'environnement.

La méthode Emergy est particulièrement intéressante pour comprendre les liens entre facteurs anthropiques et naturels dans les systèmes agricoles. Elle a donc été particulièrement utilisée pour caractériser les systèmes d'élevage très liés à l'environnement comme les systèmes d'élevage de bovins au pâturage (Vigne *et al.*, 2013) ou pour évaluer certains services écosystémiques (Rugani *et al.*, 2013 ; Watanabe and Ortega, 2014). Par ailleurs, son cadre méthodologique ayant des analogies avec celui de l'ACV il est possible de coupler les deux méthodes (Wilfart *et al.*, 2013 ; Zhang *et al.*, 2010).

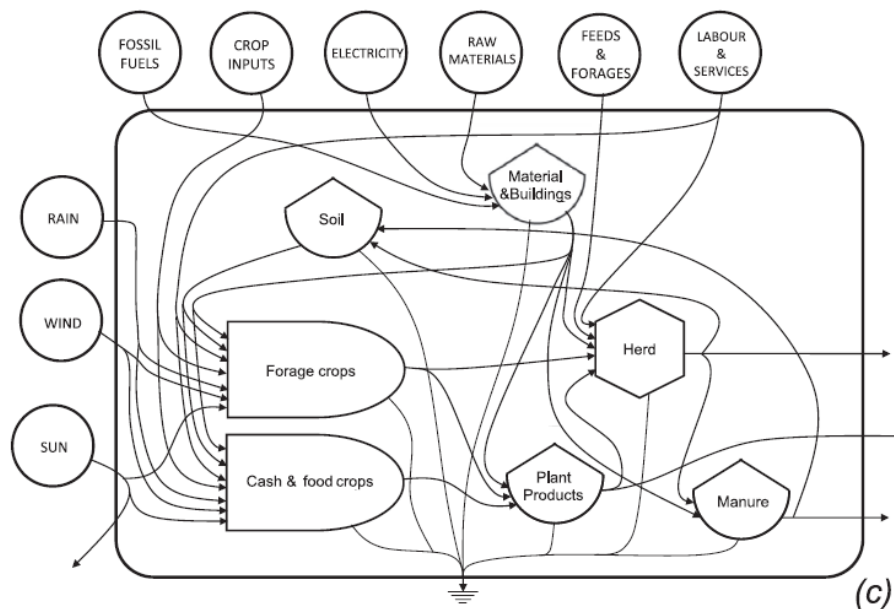


Figure 3.13 : Diagramme Energy du système laitier en Poitou-Charentes et Bretagne (Vigne *et al.*, 2013) . Les flèches correspondent aux flux d'énergie. Les cercles correspondent aux différentes sources et les différents compartiments du système sont différenciés selon leur fonctionnement.

Limites et controverses

La principale limite de la méthode repose sur le calcul des transformités qui caractérisent chacun des produits. La plupart des transformités est calculée à partir du flux annuel d'Emergy sur la terre (Odum and Odum, 2000). Si les transformités ne sont pas disponibles dans la littérature ou non adaptées au contexte du travail, Odum propose plusieurs façons de les calculer (Odum, 1995). Il est donc nécessaire d'indiquer l'origine de chaque transformité utilisée lors des analyses Emergy (Wilfart *et al.*, 2012).

Evaluer les effets des politiques publiques sur l'environnement

Deux ensembles de méthodes semblent utiles pour apprécier les politiques publiques visant à soutenir la production de services dans les élevages :

- a) des démarches qualitatives de mise en œuvre des politiques publiques poursuivant des objectifs environnementaux,
- b) des démarches quantitatives : comparaison d'évolutions d'indicateurs entre des bénéficiaires et non bénéficiaires de ces politiques.

Parmi les démarches qualitatives, citons les démarches inspirées de l'économie institutionnelle, en particulier la procédure « PICA » (Procedure for Institutional Compatibility Assessment) (Amblard and Mann, 2011). Cette démarche en 4 étapes (classification des options de politique, identification des aspects institutionnels cruciaux, définition d'indicateurs institutionnels, évaluation de la compatibilité institutionnelle) a notamment été appliquée aux zones d'élevage concernées par la Directive Cadre sur l'Eau.

L'estimation de l'effet propre des politiques sectorielles (sociales, éducatives, agricoles, etc.) a été largement développée en économétrie et en statistiques (Brodsky *et al.*, 2007; Heckman *et al.*, 1999). Dans le domaine agricole, Chabé-Ferret et Subervie l'ont appliqué au cas des MAE (y compris celles concernant l'élevage) afin d'estimer l'« effet propre » de la politique publique (c'est-à-dire la différence entre le niveau de pratiques observé en présence de la MAE et le niveau de pratiques que l'on aurait observé en l'absence de la MAE) (Chabé-Ferret and Subervie, 2013). Ils mettent en évidence que les méthodes statistiques visant à comparer des ensembles d'exploitations bénéficiaires et non bénéficiaires (appelées méthodes de matching et de matching en double-différence) peuvent être mises en œuvre à l'aide des bases des données existantes (si certains appariements entre ces bases de données peuvent être réalisés). Ces méthodes permettent de dépasser les biais des méthodes « intuitives » habituellement utilisées pour estimer l'effet propre des politiques.

Deux sous-populations distinctes sont ainsi considérées : les bénéficiaires et les non bénéficiaires. Une méthode « intuitive » pour mesurer l'impact d'une MAE sur les pratiques agricoles consiste à comparer les situations « avec ou sans » politique publique. La réalisation de cette estimation est simple puisqu'il suffit de comparer le niveau des pratiques des bénéficiaires à celui des non-bénéficiaires. Cependant, cette estimation est biaisée puisqu'une partie au moins de la différence de pratiques observée entre bénéficiaires et non bénéficiaires peut être due au fait que les bénéficiaires ont des caractéristiques différentes de celles des non bénéficiaires. Par exemple, les bénéficiaires peuvent avoir un niveau de formation plus élevé, des capacités managériales plus fortes, un cahier des charges orienté vers une production de meilleure qualité ou des terres plus fertiles, qui les conduisent à adopter, même en l'absence de MAE, des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Par conséquent, ces agriculteurs sont plus enclins à contractualiser des MAE puisque le coût d'adoption de ces mesures est plus faible pour eux. Pour cette raison, la comparaison entre bénéficiaires et non bénéficiaires surestime l'impact de la politique, en lui attribuant ce qui est dû, en réalité, au mode de sélection des bénéficiaires dans le dispositif : c'est ce qui est appelé le « biais de sélection ». Ce biais est égal à la différence entre le niveau moyen des pratiques qu'auraient adoptées les bénéficiaires en l'absence de la politique et le niveau moyen des pratiques adoptées par les non bénéficiaires.

Une autre méthode dite « intuitive » utilisée pour mesurer l'impact d'une MAE sur les pratiques agricoles est la comparaison « avant-après » la politique publique. Cette méthode consiste à comparer le niveau moyen de pratiques des bénéficiaires (ou de l'ensemble de la population) après la contractualisation au niveau moyen de leurs pratiques avant la contractualisation. Cette méthode conduit à une estimation biaisée de l'effet recherché. Le changement de pratiques observé chez les bénéficiaires peut effectivement n'être qu'en partie à la conséquence d'une contractualisation MAE. Les changements du contexte dans lequel évoluent les exploitations agricoles peuvent aussi être à l'origine d'un changement dans les pratiques. Ce biais qualifié de « temporel » correspond à l'ensemble des changements de pratiques qui auraient eu lieu au cours de la période chez les bénéficiaires en l'absence des MAE.

Si l'on souhaite estimer les biais inhérents à l'application des méthodes « intuitives », deux types de méthodes ont été appliquées aux politiques agricoles, notamment celles concernant l'élevage. Il s'agit des méthodes précédemment mentionnées basées sur le principe du matching simple et celles basées sur le principe du matching en double-différence.

On distingue généralement deux types de méthodes de matching : les méthodes basées sur le principe du (des) voisin(s) le(s) plus proche(s) (estimateur « nearest neighbor ») et les méthodes basées sur des régressions locales pondérées (estimateur « local linear regression ») (voir la formulation mathématique des estimateurs chez Chabé-Ferret et Subervie, 2009) (Chabé-Ferret and Subervie, 2009). L'estimateur « nearest neighbor » est celui qui met en œuvre le plus directement la notion de jumeau : pour chaque bénéficiaire, le niveau de pratique contrefactuel est celui du non bénéficiaire ayant les caractéristiques observées les plus proches.

3.6. Pourquoi les aspects sociaux restent-ils peu considérés dans les évaluations multicritères?

Les études portant sur la durabilité de l'élevage ou les services rendus par l'élevage sont en général critiquées car elles se focalisent plutôt sur des indicateurs économiques et environnementaux et laissent le volet social de côté. Ces études sont souvent réalisées par des experts plus concernés par les deux premières dimensions et de plus, l'accès à des données quantifiées de type social est beaucoup plus complexe et controversé. De nombreux indicateurs de qualité environnementale des milieux ont été développés mais leur analyse reste souvent monocritère et leur résolution variable. Il existe en effet peu de méthodes d'analyse multicritères pour évaluer la contribution de l'agriculture au développement territorial : de nombreux indicateurs existent sur les différents volets de la durabilité mais sont souvent mobilisés de manière sectorielle (Guillaumin *et al.*, 2009). Ainsi Gerber *et al.* ont proposé une évaluation multicritère des systèmes d'élevage laitier, mais en se limitant à la durabilité agro-écologique, sans prendre en compte les dimensions sociales et économiques, ni les autres filières s'inscrivant dans les territoires considérés (Gerber *et al.*, 2009). Des approches plus intégratives ont été développées mais restent très qualitatives et sur des exemples particuliers peu généralisables (Guillaumin *et al.*, 2008).

Par exemple, dans l'étude de Ryschawy *et al.*, l'accent avait été mis sur la nécessité de considérer des catégories sociales mais compte-tenu du peu d'indicateurs disponibles dans les bases de données nationales, le champ d'analyse a été largement restreint (Ryschawy *et al.*, 2015). Sur des dimensions originales, comme le « patrimoine » et la « vitalité territoriale », peu ou pas d'indicateurs ont pu être développés et l'accès aux données a été rapidement limité par le secret statistique. Ainsi, la catégorie « vitalité territoriale » se réduit-elle dans une première quantification à la création d'emplois directs par l'élevage, sans prendre en compte les emplois indirects ou le dynamisme territorial induit par la présence d'éleveurs dans les territoires ruraux. Dans la catégorie « patrimoine », l'identité gastronomique mériterait d'être considérée au-delà des seules productions labellisées « Signes Officiels de la Qualité et de l'Origine ». L'esthétique des paysages a aussi été réduite à la seule présence d'éléments semi-naturels (par exemple l'estimation des mètres linéaires de haies ne traduisent pas directement des paysages bocagers patrimoniaux). Par la suite, des entretiens spécifiques dans des départements où l'élevage est patrimonial hors des produits labellisés permettraient d'enrichir cette approche. Ainsi, en Bretagne, l'élevage fait partie de l'histoire et du développement en général, mais il est impossible d'estimer sa contribution au patrimoine culturel.

Ce manque de prise en compte des aspects sociaux pourrait même verrouiller la transition agro-écologique des systèmes d'élevage (Beudou *et al.*, soumis). Pour pallier ces manques, il est nécessaire de se demander comment i) mieux considérer les services patrimoniaux et de vitalité et ii) explorer les attentes des acteurs locaux vis-à-vis de l'élevage.

3.7. Conclusion

Qui dit évaluation dit choix ! Toute évaluation comporte donc à la fois un volet méthodologique important, mais aussi une part de subjectivité. Il existe des méthodes pour décrire les systèmes et les qualifier à l'aide de divers indicateurs mesurant leurs productions ou impacts de manière objective. Mais dès que l'on cherche à hiérarchiser des systèmes, il sera nécessaire de conduire une évaluation multicritère, interprétant les indicateurs sur des échelles de valeurs et les agrégeant. Il n'est alors pas possible de s'affranchir de la subjectivité. Cette subjectivité doit être rendue explicite puisqu'elle a un impact sur le choix des critères et des indicateurs, et encore plus sur la façon de les interpréter et de les agréger.

Les indicateurs, les métriques et les méthodes d'agrégation peuvent aider à formaliser l'évaluation (donc dans une certaine mesure à formaliser le côté subjectif). Le risque du recours aveugle à des méthodes quantitatives complexes (ACV, IDEA, Dexi, Emergy, théorie de la viabilité, ...) est d'oublier la dimension subjective sous-jacente au formalisme mathématique et de donner l'illusion d'un choix « objectif » alors qu'un choix dépend de dimensions très différentes telles que les préférences, les stratégies collectives. Les évaluations de politiques publiques peuvent aider à objectiver les termes des choix réalisés.

Références bibliographiques

Allaire, G.; Dupeuble, T., 2003. De la multifonctionnalité à la multi-évaluation de l'activité agricole. *Économie rurale*, 275: 51-65.

Amblard, L.; Mann, C., 2011. Ex-ante institutional compatibility assessment of policy options: methodological insights from a case study on the Nitrate Directive in Auvergne, France. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54 (5): 661-684. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2010.527128>

Ardente, F.; Cellura, M., 2012. Economic Allocation in Life Cycle Assessment The State of the Art and Discussion of Examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 387-398. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00434.x>

Aubin, J.P., 1991. *Viability Theory*. Boston: Birkhäuser, 543 p.

Bastianoni, S.; Marchettini, N.; Panzieri, M.; Tiezzi, E., 2001. Sustainability assessment of a farm in the Chianti area (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 9 (4): 365-373. [http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00079-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00079-2)

Baumgaertner, S.; Quaas, M.F., 2009. Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty. *Ecological Economics*, 68 (7): 2008-2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.016>

Bene, C.; Doyen, L.; Gabay, D., 2001. A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics*, 36 (3): 385-396. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00261-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00261-5)

Bernard, C., 2010. *Mathematical modelling of sustainable development: an application to the case of the rain-forest of Madagascar*. (Biomat 2009), 152-166. http://dx.doi.org/10.1142/9789814304900_0011

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 139-149. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052>

<http://link.springer.com/content/pdf/10.1051%2Fagro%3A2007052.pdf>

Bohanec, M.; Žnidaršič, M.; Rajkovič, V.; Bratko, I.; Zupan, B., 2013. DEX Methodology: Three Decades of Qualitative Multi-Attribute Modeling. *Informatica*, 37 (1): 49-54.

Bonnal, P.; Bonin, M.; Aznar, O., 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12 (3). <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.12882>

Botreau, R.; Bonde, M.; Butterworth, A.; Perny, P.; Bracke, M.B.M.; Capdeville, J.; Veissier, I., 2007. Aggregation of measures to produce an overall assessment of animal welfare. Part 1: a review of existing methods. *Animal*, 1 (8): 1179-1187. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731107000535>

Bouyssou, D., 1990. Building Criteria: A Prerequisite for MCDA. In: Bana e Costa, C.A., ed. *Readings in Multiple Criteria Decision Aid*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 58-80. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-75935-2_4

http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-642-75935-2_4

Bouyssou, D.; Marchant, T.; Pirlot, M.; Perny, P.; Tsoukias, A.; Vincke, P., 2000. *Evaluation and Decision Models a Critical Perspective*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer academic publishers (*International Series in Operations Research & Management Science*), 274 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-1593-7>

Briquel, V.c., 2001. La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles) : une démarche pédagogique, *Ingénieries - E.A.T*, 25.

Brodaty, T.; Crépon, B.; Fougère, D., 2007. Les méthodes microéconométriques d'évaluation et leurs applications aux politiques actives de l'emploi. *Économie et Prévision*, 177: 91-118.

Canals, L.M.I.; Chenoweth, J.; Chapagain, A.; Orr, S.; Anton, A.; Clift, R., 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (1): 28-42. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0030-z>

Cederberg, C.; Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (6): 350-356. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.07.126>

Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., 2009 *Estimation des effets propres des mesures agroenvironnementales du plan de développement rural national 2000-2006 sur les pratiques des agriculteurs*: Rapport remis au Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, 222 p.

Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 12-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2012.09.003>

Chapel, L.; Deffuant, G.; Martin, S.; Mullon, C., 2008. Defining yield policies in a viability approach. *Ecological Modelling*, 212 (1-2): 10-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.007>

Corson, M.S.; Doreau, M., 2013. Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. *INRA Productions Animales*, 26 (3): 239-248. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/6594/90199/version/1/file/Prod_Anim_2013_26_3_01.pdf

Costanza, R.; d'Arge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>

Craheix, D.; Angevin, F.; Bergez, J.-E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques*, 20: 35-48.

Cury, P.M.; Mullon, C.; Garcia, S.M.; Shannon, L.J., 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *Ices Journal of Marine Science*, 62 (3): 577-584. <http://dx.doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.10.007>

de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

Domenech, P.A.; Saint-Pierre, P.; Zaccour, G., 2011. Forest Conservation and CO2 Emissions: A Viable Approach. *Environmental Modeling & Assessment*, 16 (6): 519-539. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-011-9286-y>

Doyen, L.; De Lara, M.; Ferraris, J.; Pelletier, D., 2007. Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas: A viability model and a coral reef case study. *Ecological Modelling*, 208 (2-4): 353-366. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.06.018>

Eisenack, K.; Scheffran, J.; Kropp, J.P., 2006. Viability analysis of management frameworks for fisheries. *Environmental Modeling & Assessment*, 11 (1): 69-79. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-005-9018-2>

Eisler, M.C.; Lee, M.R.F.; Tarlton, J.F.; Martin, G.B.; Beddington, J.; Dungait, J.A.J.; Greathead, H.; Liu, J.X.; Mathew, S.; Miller, H.; Misselbrook, T.; Murray, P.; Vinod, V.K.; Van Saun, R.; Winter, M., 2014. Steps to sustainable livestock. *Nature*, 507 (7490): 32-34. <http://dx.doi.org/10.1038/507032a>

Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Falque, A.; Feschet, P.; Garrabé, M.; Gillet, C.; Lagarde, V.; Loeillet, D.; Macombe, C.c., 2013. *ACV Sociales, Effets socio-économiques des chaînes de valeurs*. Montpellier: CIRAD (Collection Thema de la revue *FruiTrop*), 172 p.

Gerber, M.; Astigarraga, L.; Bockstaller, C.; Fiorelli, J.L.; Hostiou, N.; Ingrand, S.; Marie, M.; Sadok, W.; Veysset, P.; Ambroise, R.; Peigné, J.; Plantureux, S.; Coquil, S., 2009. Le modèle Dexi-SH* pour une évaluation multicritère de la durabilité agroécologique des systèmes d'élevage bovins laitiers herbagers. *Innovations Agronomiques*, 4: 249-252.

Geyer, R.; Stoms, D.M.; Lindner, J.P.; Davis, F.W.; Wittstock, B., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (5): 454-467. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0170-9>

Girardin, P.; Guichard, L.; Bockstaller, C., 2015. *Indicateurs et tableaux de bord : guide pratique pour l'évaluation environnementale*. Paris, France: Tec & Doc Lavoisier, 32 p.

Grabisch, M.; Roubens, M., 2000. Application of the Choquet integral in multicriteria decision making. In: Grabisch, M.; Murofushi, T.; Sugeno, M., eds. *Fuzzy measures and Integrals - Theory and Applications. Studies in Fuzziness and Soft Computing* Heidelberg, Germany: Physica-Verlag, , 348-374.

Groot, J.C.J.; Rossing, W.A.H.; Jellema, A.; Stobbelaar, D.J.; Renting, H.; Van Ittersum, M.K., 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality - A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (1): 58-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.037>

Guillaumin, A.; Dockes, A.C.; Palazon, R., 2009. La contribution des exploitations d'élevage au développement durable : état des lieux des méthodes d'évaluation et résultats. *Rencontres Recherche Ruminants* 85-92.

Guillaumin, A.; Dockès, A.C.; Tchakérian, E.; Daridan, D.; Gallot, S.; Hennion, B.; Lasnier, A.; Perrot, C., 2008. La multifonctionnalité de l'agriculture : contrainte ou opportunité pour les agriculteurs ? *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 56: 45-66.

Guinée, J.B.e., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 692 p. <http://dx.doi.org/10.1007/0-306-48055-7>

Heckman, J.J.; LaLonde, R.J.; Smith, J.A., 1999. The economics and econometrics of active labor market programs. *Handbook of Labor Economics*, 3: 1865-2097.

ISO, 2006a. *Principles and Framework. Life Cycle Assessment - Environmental management*. Brussels: European Committee for Standardization:.

ISO, 2006b. *Requirements and guidelines Life Cycle Assessment - Environmental management*. Brussels: European Committee for Standardization:.

Lairez, J.; Feschet, P., 2015. *Agriculture et développement durable, Guide pour l'évaluation multicritère*. Dijon / Versailles: Educagri éditions / Editions Quae.

Loiseau, E.; Roux, P.; Junqua, G.; Maurel, P.; Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1533-1548. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y>

Martinet, V.; Thebaud, O.; Doyen, L., 2007. Defining viable recovery paths toward sustainable fisheries. *Ecological Economics*, 64 (2): 411-422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.036>

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire* 59 p.

Nguyen, T.T.H.; Corson, M.S.; Doreau, M.; Eugene, M.; van der Werf, H.M.G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1470-1484. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0605-1>

Nguyen, T.T.H.; van der Werf, H.M.G.; Eugene, M.; Veyssset, P.; Devun, J.; Chesneau, G.; Doreau, M., 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145 (1-3): 239-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>

Nitschelm, L.; Aubin, J.; Corson, M.S.; Viaud, V.; Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112 (O (International Organization for Standardization), 2006, ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework): 2472-2484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>

Odum, H.T., 1995. *Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*. New York: Wiley, 384 p.

Odum, H.T.; Odum, E.P., 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3 (1): 21-23. <http://dx.doi.org/10.1007/s100210000005>

Paoli, C.; Vassallo, P.; Fabiano, M., 2008. An emergy approach for the assessment of sustainability of small marinas. *Ecological Engineering*, 33 (2): 167-178. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.009>

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: A review of methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 107 (1): 1-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>

Pelletier, N.; Tyedmers, P., 2011. An Ecological Economic Critique of the Use of Market Information in Life Cycle Assessment Research. *Journal of Industrial Ecology*, 15 (3): 342-354. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00337.x>

Perny, P., 1998. Multicriteria filtering methods based on concordance and non-discordance principles. *Annals of Operations Research*, 80: 137-165. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1018907729570>

- Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43 (11): 4098-4104. <http://dx.doi.org/10.1021/es802423e>
- Polasky, S.; Nelson, E.; Lonsdorf, E.; Fackler, P.; Starfield, A., 2005. Conserving species in a working landscape: Land use with biological and economic objectives. *Ecological Applications*, 15 (4): 1387-1401. <http://dx.doi.org/10.1890/03-5423>
- Roy, B., 1993. Decision Science or Decision-Aid Science. *European Journal of Operational Research*, 66 (2): 184-203. [http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(93\)90312-b](http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(93)90312-b)
- Rugani, B.; Benetto, E.; Arbault, D.; Tiruta-Barna, L., 2013. Emergy-based mid-point valuation of ecosystem goods and services for life cycle impact assessment. *Revue De Metallurgie-Cahiers D Informations Techniques*, 110 (4): 249-264. <http://dx.doi.org/10.1051/metal/2013067>
- Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf
- Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2010. Modelling trade-offs between livestock grazing and wader conservation in a grassland agroecosystem. *Ecological Modelling*, 221 (9): 1292-1300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.02.003>
- Sabatier, R.; Oates, L.G.; Jackson, R.D., 2015. Management flexibility of a grassland agroecosystem: A modeling approach based on viability theory. *Agricultural Systems*, 139: 76-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.008>
- Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: Guidelines for identifying relevant multi-criteria decision aid methods. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 163-174. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007043>
- <http://link.springer.com/article/10.1051%2Fagro%3A2007043>
- Schmidt, J.H., 2008. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, 16 (18): 1929-1942. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.004>
- Tichit, M.; Doyen, L.; Lemel, J.Y.; Renault, O.; Durant, D., 2007. A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecological Modelling*, 206 (3-4): 277-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.043>
- Tichit, M.; Hubert, B.; Doyen, L.; Genin, D., 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. *Animal Research*, 53 (5): 405-417. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2004024>
- Ulgiate, S.; Brown, M.T., 2002. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions - The case of electricity production. *Journal of Cleaner Production*, 10 (4): 335-348. [http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526\(01\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526(01)00044-0)
- UNEP, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, . Paris: UNEP, SETAC, 103.

van der Werf, H.G.M.; Petit, J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 131-145. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)

http://ac.els-cdn.com/S0167880901003541/1-s2.0-S0167880901003541-main.pdf?_tid=ee0e213a-f291-11e5-ab27-00000aacb361&acdnat=1458914608_5d9bc68bf2c6c12a4989895eb1781b0e

Vazquez-Rowe, I.; Rege, S.; Marvuglia, A.; Thenie, J.; Haurie, A.; Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1593-1604. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0604-2>

Veissier, I.; Jensen, K.K.; Botreau, R.; Sandoe, P., 2011. Highlighting ethical decisions underlying the scoring of animal welfare in the Welfare Quality (R) scheme. *Animal Welfare*, 20 (1): 89-101. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.470.7533&rep=rep1&type=pdf>

Vigne, M.; Peyraud, J.L.; Lecomte, P.; Corson, M.S.; Wilfart, A., 2013. Emergy evaluation of contrasting dairy systems at multiple levels. *Journal of Environmental Management*, 129: 44-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.015>

Vilain, L.e., 2008. *La méthode IDEA – Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles – Guide d'utilisation*. Dijon, France: Ed. Educagri.

Watanabe, M.D.B.; Ortega, E., 2014. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecological Modelling*, 271: 113-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.03.006>

Wilfart, A.; Corson, M.S.; Aubin, J., 2012. Emergy accounting: principles and application for environmental assessment of agricultural and animal production systems. *INRA Productions Animales*, 25 (1): 57-65.

Wilfart, A.; Prudhomme, J.; Blancheton, J.P.; Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management*, 121: 96-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.031>

Winckler, C.; Algers, B.; Van Reenen, K.; Leruste, H.; Veissier, I.; Keeling, L., 2009. *Welfare Quality® assessment protocol for cattle (fattening cattle, dairy cows, veal calves)*. Welfare Quality® consortium. <http://www.welfarequality.net/everyone/43299/7/0/22>

Yager, R.R., 1988. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decisionmaking. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 18: 183-190.

Zahm, F.; Viaux, P.; Vilain, L.; Girardin, P.; Mouchet, C., 2008. Assessing farm sustainability with the IDEA method - from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms. *Sustainable Development*, 16: 271-281.

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Zhang, Y.; Singh, S.; Bakshi, B.R., 2010. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2232-2242. <http://dx.doi.org/10.1021/es9021156>

Chapitre 4

Impacts et services environnementaux issus des élevages européens

Coordinateurs : Luc Delaby, Olivier Huguenin-Elie

Sommaire

4.1 : L'élevage a un impact sur la qualité de l'air et produit des gaz à effet de serre 268

Auteurs : Bertrand Méda, Katja Klumpp, Jean-Yves Dourmad et Nadège Édouard

4.2 : L'élevage a des effets ambivalents sur les ressources en eau 300

Auteurs : Joël Aubin et Michael Corson

4.3 : L'élevage peut contribuer à améliorer la qualité des sols 315

Auteurs : Katja Klumpp et Julie Ryschawy

4.4 : L'élevage utilise des surfaces de terre, consomme et produit des ressources énergétiques et non renouvelable (cas du phosphore) 350

Auteurs : Joel Aubin, Hayo Van Der Werf (terres), Aurélie Wilfart (énergie), Jean-Yves Dourmad, Anne Bourdon et Agnès Narcy (phosphore)

4.5 : L'élevage contribue à la biodiversité et inversement 383

Auteurs : Olivier Huguenin-Elie, Servane Lemauiel-Lavenant, Rodolphe Sabatier et Etienne Verrier

Conclusion générale 420

Luc Delaby, Olivier Huguenin-Elie

4.1. L'élevage a un impact sur la qualité de l'air et produit des gaz à effet de serre

Il est aujourd'hui reconnu que l'élevage contribue fortement aux émissions dans l'atmosphère de nombreux composés pouvant être regroupés en trois grandes classes, avec des effets divers sur les milieux naturels, la santé humaine et animale (FAO *et al.*, 2006) :

- les Gaz à effet de serre (GES) qui contribuent au réchauffement de l'atmosphère, et aux phénomènes globaux dits de « changement climatique » ;
- l'ammoniac (NH₃) produit presque en totalité par les activités d'élevage, responsable de l'acidification et de l'eutrophisation des milieux, et précurseur de particules ;
- les particules en suspension dans l'air, et notamment les particules fines, aux effets nocifs sur la santé humaine et animale.

Les processus mis en jeu dans l'émission de ces trois types de composés ainsi que leurs conséquences environnementales et sanitaires seront présentés successivement dans cette section, ainsi que les synergies ou antagonismes entre ces processus et/ou effets.

4.1.1. Émissions de gaz à effet de serre (GES)

4.1.1.1 Éléments généraux

L'agriculture est à la fois un des secteurs les plus vulnérables aux impacts des changements climatiques et un contributeur aux émissions anthropiques de GES. Les émissions de GES du seul secteur de l'agriculture et de l'élevage représente 11% des émissions mondiales (24% si on y ajoute le changement d'usage des sols, incluant la déforestation, UTCAF¹ (Smith *et al.*, 2014) et 18% du total des émissions françaises (secteurs forêts et l'utilisation des terres, UTCF, non compris) (Smith *et al.*, 2014)), ce qui la place au deuxième rang des secteurs émetteurs, malgré une baisse de 11% depuis 1990, en particulier du fait de la diminution du cheptel bovin et de la baisse de la consommation d'engrais azotés. Ces émissions françaises relativement élevées par rapport au reste du monde sont dues au fait, que l'agriculture française est un secteur d'activité plus important (production agricole par habitant plus élevée) par rapport à la moyenne mondiale.

D'autre part, l'allocation des émissions (exemple secteurs, filières de production, impacts) rend parfois la comparaison difficile. En effet, des différences d'allocation peuvent faire varier fortement les résultats (par exemple certaines méthodes affectent toutes les émissions provenant de l'application des effluents à l'élevage, alors que d'autres en affectent une partie à la production végétale dans les systèmes polyculture-élevage). Dans ce contexte, dans le dernier rapport du GIEC², les secteurs de l'agriculture et de la forêt ont été analysés dans un cadre élargi et global, prenant en compte l'usage des terres et ses changements. Le secteur des terres a été pris en compte dans ensemble des estimations GES. Ce secteur élargi est dénommé « AFOLU¹ » en anglais et « UTCAF¹ » en français (Smith *et al.*, 2014).

Trois GES sont émis dans le cadre des activités liées à l'élevage de ruminants, et plus largement en agriculture : le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O). Dans les bilans GES (unité équivalent CO₂), les trois gaz ont un potentiel de réchauffement global (PRG) différent lié à leurs propriétés radiatives et leur durée de vie ; le CO₂ sert de référence et est fixé à 1, cependant le CH₄ est de 25 fois celui du CO₂ et de 295 fois plus pour le N₂O.

¹ UTCAF (Utilisation des terres, ses changements, l'agriculture et la forêt) et AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use) en anglais

² Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

Si les émissions d'origine agricoles sont en baisse dans la plupart des pays industrialisés, la mondialisation des échanges et la croissance démographique expliquent en partie la forte hausse des émissions agricoles dans les pays émergents. En raison de la complexité et de la variabilité des systèmes agricoles, des incertitudes persistent sur l'évaluation des émissions de GES, rendant nécessaire un effort de recherche dans ce domaine.

En ce qui concerne l'élevage, les émissions de GES sont nombreuses et concernent presque la totalité des surfaces cultivées ainsi que les émissions dans les bâtiments d'élevage. Les filières de l'élevage ont émis un total estimé à 7,1 gigatonnes d'équivalent CO₂ en 2005. Cela représente 14,5% de toutes les émissions de GES d'origine humaine (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2006). Au niveau mondial, le méthane (CH₄) représente environ 44% du total suivi par le protoxyde d'azote (N₂O, 29%) puis le CO₂ (27%) lié au changement d'utilisation des terres, à la production d'aliments et à la consommation d'énergie (Figure 4.1.1, FAO, GLEAM 2014).

Parmi ces émissions, la production d'aliments représente près de 46% des émissions totales du secteur, avec plus de 3,3 gigatonnes d'équivalent CO₂. La fermentation entérique est la deuxième plus grande source d'émissions, avec 2,7 gigatonnes d'équivalent CO₂, soit environ 40% des émissions totales. La gestion des effluents est responsable d'environ 10% du total, soit 0,7 gigatonnes d'équivalent CO₂. La consommation d'énergie, à la fois à la ferme et en aval de la production représente environ 0,3 gigatonnes d'équivalent CO₂, soit près de 5% du total.

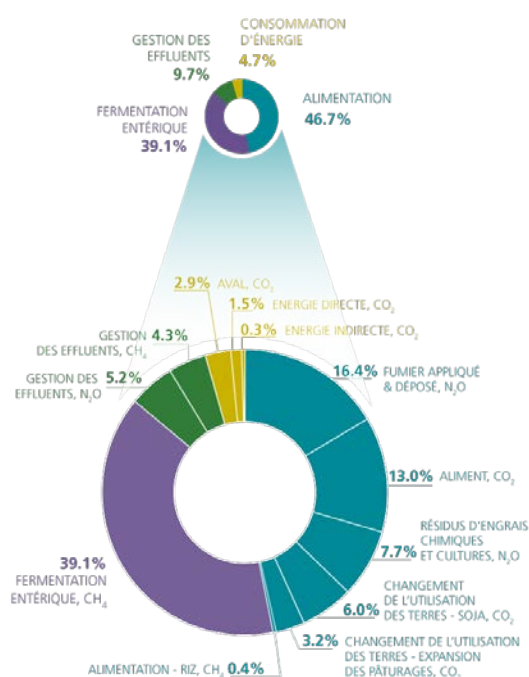


Figure 4.1.1. Émissions mondiales de méthane (CH₄), protoxyde d'azote (N₂O) et dioxyde de carbone (CO₂) par source des filières mondiales de l'élevage (source : FAO GLEAM 2014³)

³ <http://www.fao.org/gleam/>

Parmi les différentes espèces élevées, les bovins sont les principaux contributeurs aux émissions du secteur avec environ 4,6 gigatonnes d'équivalent CO₂, ce qui représente 65% des émissions du secteur. Les bovins à viande et les bovins laitiers génèrent des quantités similaires de GES (Figure 4.1.2). Alors que la production porcine, l'aviculture, les buffles et les petits ruminants génèrent des émissions plus modestes, entre 7 et 10% du total du secteur.

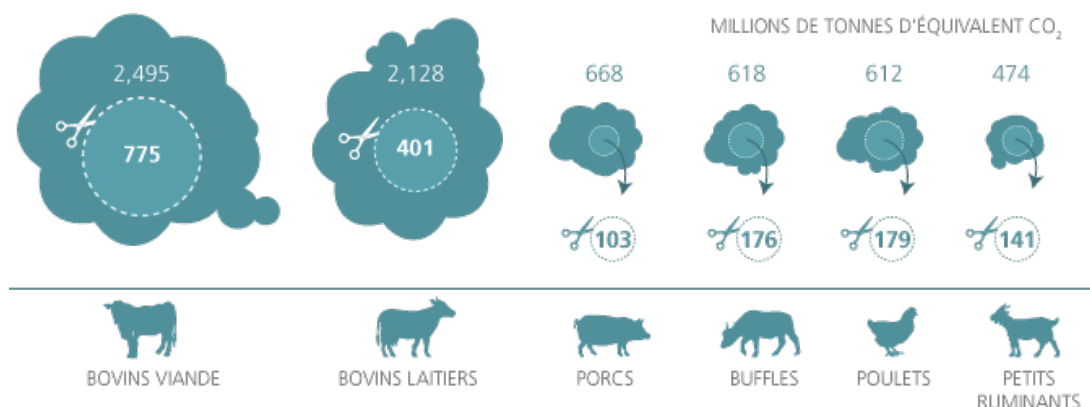


Figure 4.1.2. Estimations mondiales des émissions par espèce et potentiel d'atténuation des émissions du secteur mondial de l'élevage (bulle en ciseau). Ces estimations comprennent les émissions attribuées aux produits comestibles et à d'autres biens et services. Le potentiel d'atténuation suppose que la production globale reste constante (source FAO GLEAM, <http://www.fao.org/gleam/>)

Pour comparer les émissions associées aux différents produits, il est nécessaire d'exprimer les émissions par unité de protéine. Par conséquent, la viande bovine est le produit avec le plus grand niveau d'émission, avec une moyenne de 342 kg équivalent CO₂ par kg de protéine. La viande et le lait des petits ruminants présentent les deuxième et troisième niveaux d'émissions les plus élevés avec des moyennes de 165 et 112 kg d'équivalent CO₂ par kg de protéine. Le lait de vache (84 kg CO₂ e/kg protéine), la viande et des œufs de poules (40 et 42 kg CO₂ e/kg protéine) et du porc (52 kg CO₂ e/kg protéine) représentent des émissions toutes inférieures à 100 kg équivalent CO₂ par kg de protéine. Les niveaux d'émission varient considérablement entre les producteurs à l'intérieur des systèmes, en particulier pour les ruminants, reflet des différences de conditions agro-écologiques, de pratiques agricoles et de gestion des effluents. C'est dans la différence d'intensification de la production, entre des niveaux de production élevées et faibles qu'on peut trouver le potentiel d'atténuation des émissions de GES en élevage (FAO GLEAM).

Ce chapitre, traite des impacts de l'élevage sur les émissions de GES en considérant d'abord les impacts de l'élevage sur i) les émissions de N₂O des sols agricoles, ii) associés à l'alimentation des animaux ou iii) aux déjections animales, puis iv) les émissions de CH₄ issues de la fermentation entérique. Ce chapitre considère conjointement les risques liés aux (pratiques) d'élevage mais aussi les perspectives d'amélioration pour chacune des sources (ou postes).

Dans chacune des parties, nous identifierons les points de consensus, les controverses et les lacunes scientifiques sur la base de revue de littérature internationale et de cas d'étude plus spécifiques.

Analyse du corpus bibliographique

Une cinquantaine de références bibliographiques ont été mobilisées pour ce chapitre. Plusieurs d'entre elles sont des revues bibliographiques ou méta-analyses axées soit sur la fertilisation azotée (organique et minérale) en liens avec des pratiques culturales, soit sur les liens entre élevage et azote ou la fermentation entérique en liens avec les pratiques d'alimentation. Quelques synthèses sont axées sur l'impact de l'agriculture et les systèmes d'élevage sur l'émission de GES, et en conséquence sur le changement climatique. L'expertise collective intitulée « Les flux d'azote liés aux élevages » (Peyraud *et al.*, 2012b) et une étude GES sur les principaux mécanismes d'émissions de GES et leviers d'atténuation en France (Pellerin *et al.*, 2013) et déclinées sous forme des fiches

(Ademe, 2015), ainsi que de nombreuses revues bibliographiques (Tableau 1) ont été mobilisées concernant l'impact des effluents, la fertilisation, les facteurs d'émission et ses leviers d'atténuation.

Tableau 4.1.1. Synthèses bibliographique par thème.

Thème	Publications / méta-analyses / synthèses
N ₂ O fertilisant	(Bellarby <i>et al.</i> , 2013 ; Butterbach-Bahl <i>et al.</i> , 2013 ; Luo <i>et al.</i> , 2010 ; Venterea <i>et al.</i> , 2012)
N ₂ O inhibiteur	(Akiyama <i>et al.</i> , 2010)
N ₂ O pâturage	(Ledgard <i>et al.</i> , 2009 ; Stehfest and Bouwman, 2006)
N ₂ O labour	(van Kessel <i>et al.</i> , 2013)
N ₂ O compost, résidus	(Shan and Yan, 2013 , Verheijen, 2010 #169)
N ₂ O couvert intermédiaire, Cipan	(Abdalla <i>et al.</i> , 2012)
N ₂ O et SOM	(Attard <i>et al.</i> , 2011 ; Baudoin <i>et al.</i> , 2009)
CH ₄ entérique	(Doreau <i>et al.</i> , 2014 ; Doreau <i>et al.</i> , 2011 ; Eckard <i>et al.</i> , 2010 ; Hristov <i>et al.</i> , 2013 ; Martin <i>et al.</i> , 2006 ; Nguyen <i>et al.</i> , 2012 ; Oenema <i>et al.</i> , 2005, Sauvant, 2009 #159 ; Rees <i>et al.</i> , 2013)
CH ₄ déjection, stockage effluents	(Chadwick <i>et al.</i> , 2011 ; Laubach <i>et al.</i> , 2015; Owen and Silver, 2015)

Corpus bibliographique

Les émissions des élevages proviennent des quatre principaux postes : la production des aliments du bétail, la gestion des effluents, la fermentation entérique et la consommation d'énergie. Dans ce chapitre, nous aborderons les impacts de l'élevage en considérant d'abord ses impacts sur les émissions de protoxyde azote en lien avec la production d'aliments et la gestion des effluents, puis la fermentation entérique.

Processus des émissions de N₂O

Actuellement les émissions de N₂O du secteur de l'agriculture mondiale sont évaluées à 50% des émissions totales : 58% en France (Smith *et al.*, 2014) et 30% par les filières mondiales de l'élevage (Figure 4.1.1), étant en majorité associées à l'usage des engrais azotés (de synthèse) et à l'épandage de l'azote sur les sols. Il faut distinguer deux phénomènes : les émissions "directes", par les sols des parcelles recevant des fertilisants, et les émissions "indirectes", qui ont lieu depuis d'autres compartiments de l'environnement après un transport de l'azote apporté à la parcelle (lixiviation de nitrate ou volatilisation puis redéposition d'ammoniac).

Les émissions de protoxyde d'azote sont liées à un groupe de bactéries présentes dans le sol et dans les effluents d'élevage. Ces bactéries participent aux réactions biochimiques, la nitrification transforme l'ammonium (NH₄) provenant d'engrais en nitrate (NO₃⁻) (aérobie) et la dénitrification transforme le nitrate en azote atmosphérique (N₂) en absence d'oxygène O₂ (anaérobie), avec le N₂O comme produit intermédiaire. Par unité d'azote transformé, la dénitrification produit environ 10% de plus de N₂O que la nitrification.

Dans les sols, la production de N₂O dépend non seulement des apports d'azote sur les sols (fertilisation minérale et organique, enfouissement de résidus des cultures...) mais aussi des quantités d'azote épandues, de la forme de l'azote apporté (nitrate, ammonium nitrate, urée), de la nature de l'engrais (solide/liquide) ainsi que de la culture et de l'assolement (incidence via les résidus de la culture antérieure), de l'état du sol (conditions aérobies ou anaérobies, saturation en eau de la porosité du sol, texture, pH, carbone organique métabolisable, teneur en N minéralisable) et des conditions climatiques avant apport (humidité du sol) et après apport (température et pluviométrie).

4.1.1.2 Émissions de protoxyde d'azote

Émissions associées à la conduite de l'animal et du cheptel

Les émissions de N_2O associées à la gestion des effluents sont estimées à environ 5% des émissions agricoles (Figure 4.1.1). Ces émissions interviennent en bâtiment, au pâturage, ou pendant le stockage et après épandage des effluents. Les émissions liées aux volailles étant très faibles (Méda *et al.*, 2011), elles ne seront donc pas discutées dans la suite de ce chapitre. Elles proviennent de l'azote alimentaire non fixé par l'animal, qui est excrété par voie fécale (sous une forme relativement stable), mais surtout par voie urinaire sous forme d'urée. L'urée se volatilise facilement en d'ammoniac (NH_3 , cf. chapitre 4.1.2), qui peut se transformer en N_2O ultérieurement. Quelle que soit l'espèce animale, les émissions gazeuses d'azote (proportionnelles à celles d'ammoniac) sont liées à la quantité excrétée d'urée - qui est le principal déchet du métabolisme de l'azote chez les mammifères. Si cette quantité d'azote urinaire est élevée et varie assez peu chez les monogastriques (70-80% de l'azote total excrété par voie urinaire), elle est beaucoup plus variable chez les ruminants (de 30 à 80% de l'azote excrété suivant le type de ration).

Une optimisation des apports protéiques dans l'alimentation animale limite les rejets d'azote vers l'environnement et permet de faire des économies d'intrants. Pour les bovins et les porcins, deux voies d'optimisation sont proposées : un ajustement des quantités de protéines apportées aux besoins des animaux, et une amélioration de la qualité de ces protéines permettant un meilleur rendement d'utilisation. Ainsi un ajustement modéré des matières azotées totales (MAT) dans l'alimentation favorise le recyclage de l'urée dans le rumen, et donc une moindre excrétion (Mosnier *et al.*, 2011 ; Place and Mitloehner, 2010 ; Schils *et al.*, 2013). De même, l'utilisation de protéines protégées de la dégradation par les micro-organismes (tourteaux tannés) permet une moindre excrétion d'urée. Enfin, en améliorant l'équilibre en acides aminés de la ration (réduction de la teneur en MAT de la ration de 20 à 15%), on peut réduire l'excrétion urinaire d'azote de 66% et de 21% chez les vaches laitières ((Castillo *et al.*, 2000 ; Peyraud *et al.*, 2012a); Faverdin, 2010 #414; Pellerin, 2013 #1667}, chapitre 8). Pour les porcins en engraissement, il est possible de diminuer les protéines dans l'alimentation jusqu'à obtenir une diminution de 35% de l'azote excrété sans affecter la croissance des animaux (la qualité de la carcasse ; le rapport viande/graisse) ou leur indice de consommation (Portejoie *et al.*, 2004), à condition que la teneur en énergie de la ration et sa teneur en acides aminés essentiels soient maintenues.

Émissions associées à la gestion des surfaces destinées à l'alimentation

Le niveau des émissions de N_2O par les sols varie fortement en fonction de la nature des produits apportés (fertilisants minéraux ou organiques, forme des engrais minéraux), l'état du sol (conditions aérobies ou anaérobies), mais également de la synchronisation entre la disponibilité de l'azote minéral dans le sol et les capacités d'absorption de la culture ((Pellerin *et al.*, 2013), action 1), mais aussi avec le labour ainsi que la durée de sol nu des cultures ((Pellerin *et al.*, 2013), actions 3 et 4). Il existe ainsi un consensus sur le rôle primordial des excédents d'azote dans les systèmes cultivés (15 à 30 kg N/ha) dans des régions d'élevage (65 à 145 kg N/ha) et les prairies (Agreste Bretagne, 2008 ; Eriksen *et al.*, 2008 ; Graux *et al.*, 2013; Vertès *et al.*, 2008), où la fertilisation azotée appliquée dépasse souvent d'un quart les apports efficaces (Agreste Bretagne, 2008; Eriksen

et al., 2008), et enfin sur la possibilité de mettre en place de bonnes pratiques agricoles pour améliorer cette situation (Figure 4.1.3).

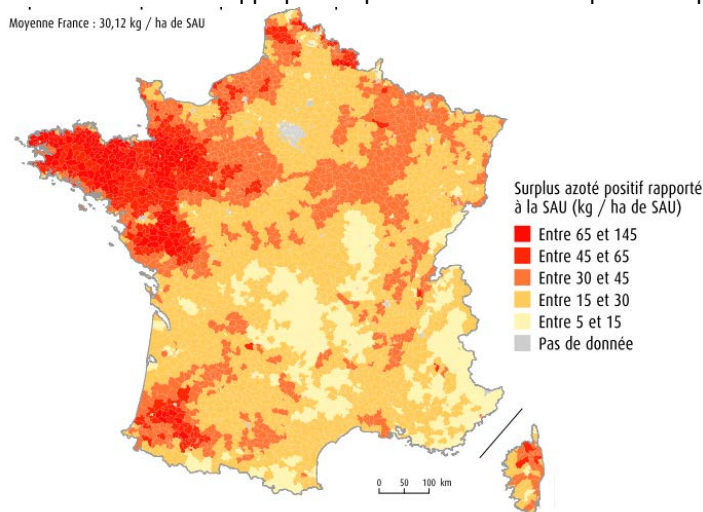


Figure 4.1.3. Répartition du surplus azoté en 2010 par canton Source : © IGN, BD CARTO®, 2001 - SOeS, NOPOLU-Volet Agri V2 - scénario 210, 2013

En effet, il est possible de réduire les émissions de N_2O en jouant sur les doses et les conditions d'application des engrais (qu'ils soient de synthèse ou organique) tout en gardant les mêmes niveaux de production. Ceci peut se faire en i) diminuant les quantités d'azote minéral apportée en les ajustant à l'objectif de rendement prévu (Comifer, 2013) ; ii) valorisant mieux les effluents d'élevage (Ademe, 2015) (fiche 8) ; (iii) utilisant d'autres déchets organiques (ex : biochar, compost boues de stations d'épuration, déchets agro-industriels ou urbains) à la place d'engrais minéraux ; iv) améliorant l'efficacité de l'azote apporté en modifiant les conditions d'apport en jouant sur les techniques de fertilisation (dates d'apport de l'engrais, enfouir les engrais minéraux dans le sol ; v) augmentant la part des légumineuses à graines dans les grandes cultures ou (vi) de légumineuses fourragères dans les prairies temporaires, ou vii) utilisant des inhibiteurs de la nitrification associés aux apports d'azote pour obtenir une cinétique de fourniture d'azote par les engrais mieux adaptée aux besoins de la plante (Pellerin *et al.*, 2013).

Concernant l'efficacité des leviers, les mesures les plus efficaces pour diminuer les émissions de N_2O semblent être l'introduction de légumineuses, l'ajustement des apports azotés aux objectifs de rendement des cultures, la valorisation des apports organiques ou l'enfouissement localisé de l'engrais de culture intermédiaire (ex : moutarde), puis la réduction des labours (Tableau 2). Par exemple, l'introduction de d'avantage de légumineuses (>30% de la biomasse présente) dans une prairie permet une plus grande autonomie azotée. De même, une rotation culturale intégrant du pois permet d'économiser entre 20 et 60 kg N/ha sur la culture de blé ou de colza qui suit la culture du pois (Hunter *et al.*, 2006 ; Jensen *et al.*, 2012; Smith *et al.*, 1999). Ceci conduit à des potentiels d'atténuation de 636 kg CO_2 eq/ha/an (Tableau 2). De plus l'utilisation d'un inhibiteur de nitrification économise 10 kg N/ha (98 kg CO_2 eq/ha/an).

Par ailleurs, la fabrication des engrais azotés de synthèse est fortement consommatrice d'énergie fossile. Une réduction de la fertilisation minérale permet des économies d'énergie fossile et donc d'émission de CO_2 induites en amont de l'exploitation.

Malgré un potentiel important de l'introduction de légumineuses (Tableau 2), les émissions de N_2O liées à la décomposition des résidus de légumineuses à grain sont difficilement chiffrables et très variables. Elles dépendent notamment des modalités d'enfouissement des résidus et des conditions pédoclimatiques lors de la décomposition. Ces résidus, qui ont des teneurs en N, certes élevées, représentent des biomasses faibles pour certaines cultures, laissant des quantités d'azote dans le sol équivalentes à celles d'autres cultures. En conséquence, certaines précautions s'imposent pour maîtriser les apports d'azote minéral vs. la fourniture d'azote par les légumineuses à l'échelle de la rotation et des fuites de nitrate après une culture de légumineuse.

En ce qui concerne la faisabilité d'introduire des légumineuses à graines, cette dernière étant particulièrement sensibles aux stress abiotiques, elle pourrait induire une instabilité de production liée au changement (aléa) climatique.

Tableau 4.1.2. Potentiel d'atténuation par levier (Pellerin *et al.*, 2013)

Actions	Emissions directes et indirectes
	en kg CO_2 eq/ha/an
Rotation avec des légumineuses à graines	636
Réduire de 10 à 15% la dose totale d'azote en culture	190
Apports organiques	141
Enfouir les engrais dans le sol	129
Utiliser des inhibiteurs de nitrification	98
Réduire de 5 à 25% la dose totale d'azote en prairie	52
Cultures intermédiaires (Cipan)	60

Les déjections animales et la gestion des effluents

Actuellement la majorité des déjections animales récupérées (environ 150 Mt/an) est stockée dans les bâtiments d'élevage, dans des bâtiments extérieurs ou au champ pendant une période pouvant atteindre 6 mois. Ces stockages s'accompagnent d'un rejet direct vers l'atmosphère de composés gazeux (Figure 4.1.4), notamment du CH₄ et du N₂O, représentant respectivement 13% et 4,9% des émissions du secteur agricole français et étant très majoritairement issues des filières bovines (60%) et porcines (25%) ((Pellerin *et al.*, 2013), chapitre 9). Les conditions, aérobies et/ou anaérobies dans lesquelles sont placés les déjections ou leurs produits déterminent le type de dégradation que subit la matière organique et donc les émissions gazeuses associées. Ce facteur déterminant conduit à une distinction majeure entre lisier et fumier, qui présentent, respectivement, des conditions anaérobies totales et partielles. En conséquence les émissions de CH₄ sont généralement plus importantes pour les produits liquides (lisier) que pour les produits plus solides (fumier) et plus faibles après épandage (condition aérobie) au champ. Les émissions de CH₄ au cours du stockage des déjections dépendent également des conditions de stockage des déjections (exemple : les émissions augmentent avec la température), de sa durée et de l'espèce animale. Le N₂O est émis à la fois en conditions aérobies et anaérobies et les émissions sont donc plus importantes pour le fumier que pour les effluents liquides (lisier et produits issus de la méthanisation).

Un des inconvénients de la gestion des effluents et leur subséquent épandage est le fait que ces nombreuses sources des émissions sont difficiles à prédire et comprennent des variations importantes d'un site à l'autre ou d'un système à l'autre. Enfin, le grand nombre d'exploitations agricoles et leur grande diversité sur le territoire national compliquent non seulement les estimations de ces émissions, mais aussi le dispositif que les pouvoirs publics pourraient mettre en place pour inciter à les réduire. Toutefois, il existe des techniques pour une meilleure valorisation des effluents dans la fertilisation des cultures et la production d'énergie et dans la réduction des émissions (Figure 4.1.4, (Pellerin *et al.*, 2013), chapitre 7 ; (Ademe, 2015), fiche 9).

Pour limiter les pertes d'azote sous forme ammoniacale, différentes techniques existent selon le mode de logement des animaux, par exemple l'évacuation rapide des déjections vers les ouvrages de stockage adaptés (réduit les échanges gazeux dans le bâtiment) ou encore le piégeage de l'ammoniac (stripping, lavage d'air). Toutefois, contrairement aux systèmes porcins, les bâtiments d'élevage bovins sont peu concernés par des émissions de N₂O (émissions quasi inexistantes sauf parfois en fin d'accumulation de la litière sous les animaux ((Edouard *et al.*, 2012), chapitre 4.1.2 « Émissions d'ammoniac »).

La séparation des effluents bruts entre phases solide et liquide facilite leur valorisation agronomique et/ou leur export vers d'autres zones agricoles ((Ademe, 2015), fiche 9). Cependant, l'essentiel est de maintenir, voire d'accroître la valeur amendante et/ou fertilisante des effluents en vue de leur épandage. Selon les produits disponibles, différentes options sont possibles : les fosses à lisier peuvent être couvertes et les tas de fumier bâchés, afin de limiter les pertes gazeuses et la dilution par les eaux de pluie. Tandis qu'une dilution par l'eau permet de réduire les pertes d'ammoniac lors de l'épandage, le bâchage des tas de fumier et la couverture des fosses à lisier ainsi que des pratiques d'épandage adaptées peuvent réduire les émissions d'ammoniac de 30 à 90% sur les postes considérés ((Ademe, 2015), fiche 9). Pour ce qui concerne le bâchage des effluents solides, cette pratique est très peu utilisée, mis à part pour les élevages de volaille à statut d'ICPE. Le taux des couvertures des fosses à lisier (croûte naturelle ou couverture artificielle) est encore mal connu, mais il serait de l'ordre de 20% en porcins, 40% en volailles et 45% en bovins, majoritairement par croûte naturelle à efficacité plus faible.

Méthanisation et compostage

Les effluents solides peuvent être compostés afin d'améliorer leur valeur d'amendement. Des traitements comme la méthanisation permettent de transformer l'azote organique en digestat stabilisé utilisable comme fertilisant ou amendement organique, ainsi rapidement disponible pour les cultures, tout en produisant de l'énergie. Néanmoins, certaines études montrent une augmentation du pH du substrat après la méthanisation, ce qui augmente les risques de perte ammoniacale lors de l'épandage.

La méthanisation et le compostage dégradent également une partie des contaminants organiques pouvant se trouver dans les effluents. Les impacts des produits de dégradation sont encore peu connus. Les effluents sont une des principales sources de cuivre et de zinc dans les sols agricoles. La réduction des flux passe par le raisonnement de l'alimentation animale et du plan de fumure. Toutefois, le compostage est encore peu pratiqué (moins de 1% des élevages bovins en 2008).

Dans le cas d'une valorisation des effluents par méthanisation, les déjections sont envoyées le plus rapidement possible dans un réacteur de digestion anaérobie afin de favoriser la production de CH_4 . Ce CH_4 une fois capté (Figure 4.1.4) peut être soit injecté dans le réseau de gaz naturel, soit valorisé via combustion dans des chaudières ou des moteurs de cogénération, produisant de la chaleur et/ou de l'électricité. Cette technique peut s'appliquer à l'ensemble des déjections récupérées, liquides ou solides (lisier et fumier). Par exemple pour les vaches laitières, la méthanisation a un potentiel d'atténuation de l'ordre de 430 kg $\text{CO}_2\text{e}/\text{animal}/\text{an}$ pour un stockage sous forme de fumier et 1 140 kg $\text{CO}_2\text{e}/\text{animal}/\text{an}$ pour un stockage sous forme de lisier ((Pellerin *et al.*, 2013), chapitre 9).

Néanmoins, dans la plupart des cas, la méthanisation a des besoins élevés en co-substrats, provenant de l'exploitation (résidus de culture...) ou de l'extérieur (déchets d'industries alimentaires...), afin d'augmenter la production de biogaz. La grande diversité de ces pratiques, le fait de ne pas être uniquement utilisable avec les effluents et de nécessiter l'apport d'autres substrats facilement valorisable, rend la méthanisation moins intéressante.

Une autre possibilité consiste à stocker les effluents au sein d'une fosse et de couvrir cette dernière, permettant ainsi de récupérer le CH_4 produit et de le brûler via l'installation d'une torchère. Cette technique, qui ne peut s'appliquer qu'aux effluents liquides, est envisageable pour les exploitations dont la production de lisier est insuffisante pour justifier un équipement de méthanisation. Les connaissances insuffisantes sur le niveau des fuites de méthane générées par l'installation rendent ce potentiel encore incertain. Toutefois, pour les fosses à lisier, la torchère a un potentielle d'atténuation de l'ordre de 1 640 et 400 kg $\text{CO}_2\text{e}/\text{animal}/\text{an}$ pour une vache laitière et un porc >50 kg (Pellerin *et al.*, 2013).

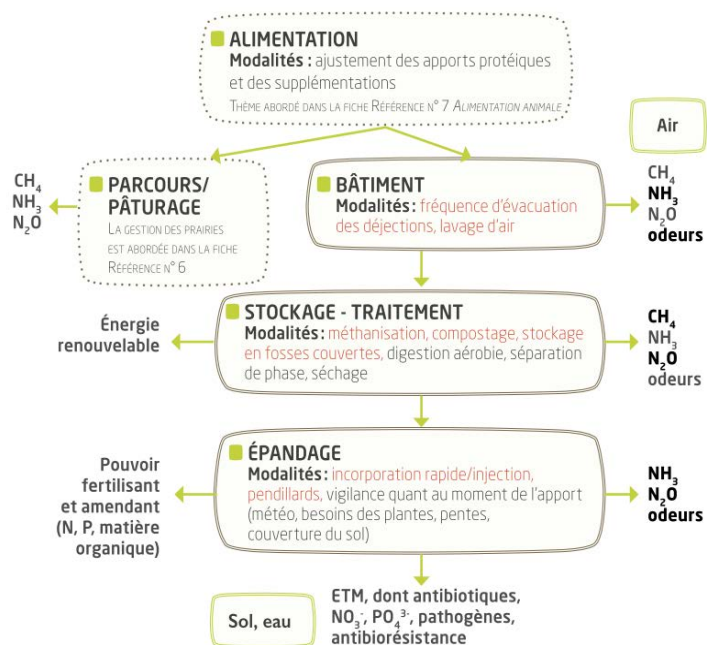


Figure 4.1.4. Chaîne de gestion de déjections animales et des impacts associés. ((Ademe, 2015), fiche 9)

4.1.1.3 Émissions de méthane

Émissions associées à la conduite de l'animal et du cheptel

Chez les ruminants, la digestion des glucides dans le rumen s'accompagne de la production de dihydrogène (H_2) qui est transformé en CH_4 par des microorganismes méthanogènes (exemple : *bactéries cellulolytiques*). Actuellement, les émissions de CH_4 entérique (produit presque exclusivement par les ruminants) représentent 27% des émissions de GES du secteur agricole et 5% du total des émissions françaises.

La production de méthane varie selon le type d'animal et âge, son poids, son niveau de production (exemple : lait, viande, puis la quantité ingérée). Une grosse partie de variation est donc due aux interactions digestives liées notamment aux variations du niveau d'ingestion et des proportions relatives des aliments concentrés et des fourrages, mais aussi au temps de séjour dans le rumen (le broyage des fourrages permettrait d'augmenter la digestibilité et donc de diminuer leur temps de séjour dans le rumen) (Doreau *et al.*, 2011). Le temps de séjour dans le rumen n'est néanmoins pas uniquement lié au mode d'alimentation, mais c'est également une qualité propre à chaque animal (génétique, production, etc.) expliquant jusqu'à 1/3 des variations individuelles de production de méthane.

Il y a plusieurs manières de réduire les émissions de CH_4 entériques : l'intensification des systèmes de production, la génétique animale et l'alimentation. Bien qu'une intensification des systèmes de production permet de réduire sensiblement la production de méthane par unité de produit (Gerber *et al.*, 2011 ; Haas *et al.*, 2001 ; Klevenhusen *et al.*, 2011). Exprimé par unité de kg aliments ingérée ou unité surface sur lesquelles les aliments ont été produits, les systèmes basés sur une intensification de la production sont parmi les plus émetteurs (Nguyen *et al.*, 2013).

En effet, le type d'alimentation influe grandement sur la quantité de méthane produite par l'animal. Lorsque les quantités ingérées augmentent et que l'alimentation est *riche en concentré* (donc pauvre en parois végétales) ou en *acides gras polyinsaturés* (ex. acide linoléique, *polyinsaturés à 18 carbones*, (Doreau *et al.*, 2011)), les pertes d'énergie sous forme de méthane diminuent.

Une des pistes prometteuses est l'ajout de lipides insaturés (huile de colza, tournesol, lin) car ils réduisent les populations de bactéries cellulolytiques et de protozoaires, ce que réduit les émissions de CH_4 entérique. Cette piste est applicable à la majorité du troupeau laitier et une partie du troupeau allaitant, plus particulièrement, les animaux recevant des quantités d'aliments concentrés supérieures à 1 kg par jour en bâtiment. Une réduction de 14% des émissions de CH_4 entérique est alors estimée dans le cas d'une ration enrichie de 3,5% de lipides insaturés (Doreau *et al.*, 2011). Toutefois, la quantité de lipides incorporés est plafonnée par des limites nutritionnelles, car un excès en lipides peut diminuer la digestibilité de la cellulose et entraîner une modification de la composition en acides gras des produits. Il y a aussi d'autres contraintes plus techniques qui s'imposent comme des pratiques pour la distribution aux animaux ou opter pour des produits extrudés facilement manipulables.

Ainsi, la substitution d'ingrédients dans la ration peut générer une modification de la demande en matières premières agricoles, produites en France (graines oléagineuses et céréales) ou importées (tourteaux de soja). Ceci entraîne des répercussions sur les émissions de gaz à effet de serre « induites », en amont de l'exploitation.

En ce qui concerne l'alimentation riche en concentrés, tous les concentrés n'ont pas le même effet sur la production de méthane. De ce fait, les concentrés riches en amidon (orge, blé, maïs) ont un effet réducteur de la méthanogénèse plus important que les concentrés riches en parois digestibles (pulpe de betterave) (Martin *et al.*, 2006). L'addition importante ou la substitution de concentrés à un fourrage entraîne une diminution de la digestion des parois végétales dans le rumen et donc de la méthanogénèse. Les pertes énergétiques sous forme de méthane sont relativement constantes pour des niveaux d'apport de concentrés faibles, mais elles chutent au-delà de 40% (du poids) de concentrés dans la ration. Il y a une controverse, les proportions de concentrés dans les ratios sont relativement élevées. Ceci a des conséquences sur la production de concentrés par rapport à une alimentation à la base de fourrages, qui est plus faible en émissions N_2O et CO_2 (Doreau *et al.*, 2011).

En ce qui concerne les qualités des fourrages, une herbe pâturée avant épiaison entraîne une émission de méthane plus faible de 10% que la même herbe pâturée à un stade avancé, et donc plus riche en parois et moins digestible. Un ensilage d'herbe récolté en coupe directe est également riche en acides gras polyinsaturés. De plus, les quantités ingérées élevées et le transit rapide de l'herbe dans le rumen favoriseraient une diminution de la méthanogénèse. Ces fourrages sont donc susceptibles de limiter la méthanogénèse, mais cela n'a pas été démontré (Doreau *et al.*, 2011). Toutefois, les variations de digestibilité n'expliquent pas toutes les différences entre fourrages. L'introduction des légumineuses par exemple, permet une diminution de 10% de la production de CH₄ par kg de poids sur les bovins viande pâturant une prairie composée de 70% de luzerne et 30% de graminées (McCaughy *et al.*, 1999), et le conditionnement de ces dernières semble jouer un effet (ensilage vs fraîche (van Dorland *et al.*, 2007).

Afin de diminuer la quantité de méthane émis par les bovins, d'autres voies ont été explorées dans le but de réduire la production de méthane : additifs qui inhibent les micro-organismes méthanogènes et/ou modifient les orientations métaboliques du rumen (additifs chimiques (NO₃), extraits de plantes comme les tannins, saponines), manipulations biotechnologiques (sélection des micro-organismes du rumen) ou vaccination contre les micro-organismes méthanogènes (exemple : défaunation du rumen, ajout de bactéries acétogènes ou capables d'oxyder le méthane). Malgré un grand nombre d'essais *in vitro* montrant des fortes efficacités de certains composés, les essais *in vivo* sont beaucoup moins nombreux et moins concluants. Toutefois, il est probable que plusieurs extraits de plantes se révéleront efficaces à l'avenir, et que des mélanges d'extraits ayant des effets différents (sur la production d'hydrogène, sur la conversion d'hydrogène en méthane) seront utilisés. Pour le moment il reste à définir précisément quels additifs ou mélanges d'additifs sont utilisables dans la ration des ruminants.

Enfin, il existe également des incertitudes sur la pérennité de l'effet de cette action sur les émissions de CH₄ entérique. De plus, les effets sont certainement variables d'un individu à l'autre, puisque la flore digestive ou encore l'efficacité alimentaire peuvent différer. De plus, les effets sur la fermentation des déjections (émissions de CH₄) et les rejets azotés (N₂O) sont mal connus. Ils sont limités si la constitution des rations est peu modifiée.

Une autre façon de diminuer les émissions totales des ruminants est l'intensification de la production par l'animal qui permet de réduire sensiblement la production de méthane par unité de produit animal (kg de lait ou de viande). Cette possibilité concrète et immédiate est toutefois en opposition avec les attentes sociétales d'une moindre intensification. De plus, une telle intensification entraîne un transfert d'impacts sur d'autres secteurs comme par exemple les émissions liées à la production des concentrés (y compris déforestation). Tandis que beaucoup de systèmes de production animale sont déjà très intensifs, une intensification de ses systèmes ne permet probablement pas de réduire les émissions (en CO₂-équivalent) par unité de produit.

4.1.1.4 Émissions de dioxyde de carbone

Émissions associées à la consommation d'énergie (y compris en amont pour la fabrication des engrais minéraux)

Le secteur agricole représente 2,4% de la consommation énergétique nationale si l'on considère uniquement l'énergie directement consommée sur l'exploitation (engins agricoles, locaux d'élevage, séchoirs, ateliers lait pour le chauffage, la ventilation, l'éclairage).

Les principales sources d'énergie utilisées sont des combustibles fossiles (gaz, gazole, fioul) et de l'électricité. Les émissions de GES associées interviennent majoritairement sur l'exploitation pour les énergies fossiles (émissions directes des engins agricoles par exemple), et en amont de l'exploitation pour l'électricité (émissions induites, liées à la production d'électricité dans des centrales thermiques par exemple). Les émissions dues aux consommations directes d'énergie fossile étaient estimées à 11 millions de tonnes de CO₂ équivalent (Mt CO₂ e) en 2010 pour l'agriculture, la sylviculture et la pêche, qui sont agrégées dans l'inventaire national, soit 10% des émissions du secteur agricole français.

La consommation d'énergies fossiles (produits issus du pétrole, gaz...) donne majoritairement lieu à des émissions de CO₂ mais elle peut aussi émettre, si la combustion est incomplète, des oxydes d'azote – dont du protoxyde d'azote (N₂O). Ainsi on distingue les émissions directes, liées à la combustion sur l'exploitation, et les

émissions induites associées, en amont, à la production et l'acheminement des combustibles ; les secondes sont nettement plus faibles.

Les émissions CO₂ associées à travers la conduite des troupeaux, les effluents d'élevage et les surfaces agricoles qui participent en partie à l'alimentation des animaux par les cultures et prairies seront traitées dans le chapitre 4.3.

4.1.2. Émissions d'ammoniac

4.1.2.1 Éléments généraux

Impact des émissions d'ammoniac

L'agriculture, et plus particulièrement l'élevage, est la principale source d'émission d'ammoniac. Ces émissions et les retombées associées participent (avec les émissions de NO_x et de SO₂) à l'acidification des milieux terrestres, aqueux et aériens, à des échelles géographiques et temporelles variables ((CITEPA, 2015) ; chapitres 4.2. et 4.3.). L'ammoniac émis dans l'atmosphère retombe, soit sous forme NH₃ (dépôt sec) à proximité (quelques centaines de mètres) de la source d'émission, soit sous forme d'aérosols de NH₄⁺ ou de gouttelettes de NH₄⁺ (dépôt sec et/ou humide) à grande distance (quelques centaines de km) (Asman and Janssen, 1987). Ces retombées contribuent également à l'eutrophisation des écosystèmes ((Portejoie *et al.*, 2002) ; chapitre 4.2.). Ces deux phénomènes peuvent ensuite favoriser une perte de biodiversité, en particulier dans les milieux sensibles (sols pauvres à faible pouvoir tampon). Par ailleurs, les émissions d'ammoniac sont à l'origine de la formation de particules de petites tailles (PM_{2.5} ; voir chapitre 4.1.3.) pouvant ainsi contribuer localement ou à certaines périodes de l'année à des pics de pollution de l'air avec des effets sur la santé des populations. Dans les bâtiments d'élevage l'ammoniac, et les particules associées, sont irritants pour les voies respiratoires des animaux et des éleveurs, pouvant ainsi contribuer à une détérioration de leur santé ou de leur bien-être en cas de trop forte exposition (Kristensen and Wathes, 2000 ; Portejoie *et al.*, 2002 ; Whyte, 1993).

Alors que dans les années 1980 les émissions de SO₂ associées à l'utilisation de combustibles fossiles contribuaient à 53% des émissions gazeuses "acidifiantes" (24% pour NH₃ et 23% pour NO_x) elles ont été fortement réduites depuis (divisées par 12) de même les émissions de NO_x (divisées par 2), et aujourd'hui l'ammoniac, avec 62% des émissions est le premier contributeur aux émissions de gaz acidifiants. L'élevage est la principale source d'émissions directes d'ammoniac avec 66% des émissions nationales (dont environ les 2/3 sont émis par les bovins selon Martin et Mathias (Martin and Mathias, 2013), suivi des cultures (31% des émissions, volatilisation lors de l'épandage d'engrais minéraux), les autres sources représentant seulement 3% du total (CITEPA, 2015). Si l'on tient compte des émissions indirectes liées à la production des aliments pour les animaux (production de cultures sur le sol français uniquement), la contribution de l'élevage avoisinerait 90% des émissions nationales (Peyraud *et al.*, 2012a). Toutefois, ce chiffre ne tient pas compte des émissions réalisées à l'étranger pour la production de matières premières importées (par exemple tourteau de soja sud-américain) et utilisées dans l'alimentation des animaux élevés en France.

A l'échelle du système de production les émissions d'ammoniac, comme celles des autres formes d'azote (NO₃, N₂O, NO_x, N₂), constituent également des pertes d'azote qu'il faut compenser par des entrées généralement sous la forme d'engrais azotés ou par fixation symbiotique par les légumineuses (Peyraud *et al.*, 2012a).

Origine des émissions d'ammoniac

L'excrétion d'azote par les animaux se fait majoritairement (50 à 70% selon les espèces) dans l'urine sous forme d'urée ou d'acide urique chez les volailles (Méda *et al.*, 2011 ; Philippe *et al.*, 2011), et le reste de l'azote est excrété dans les fèces sous forme organique. L'azote urinaire provient à la fois du métabolisme protéique et des acides aminés apportés en excès, alors que l'azote fécal correspond principalement à la fraction non digestible de l'aliment pour partie réorganisée par les microorganismes du gros intestin avec toutefois une faible fraction

d'ammoniac. Après excrétion l'urée ou l'acide urique chez les oiseaux sont très rapidement transformés en ammoniac (Aarnink *et al.*, 1997a). L'azote organique peut également se transformer en ammoniac lors de la dégradation bactérienne de la matière organique, mais à un rythme beaucoup plus lent. Il apparaît qu'une faible fraction d'azote ammoniacal puisse également être émise concomitamment à l'excrétion fécale (Quiniou *et al.*, 1995).

La volatilisation de l'ammoniac a lieu lorsque de l'ammoniac en solution est exposé à l'air libre. L'importance des émissions dépend de la composition de la solution, en particulier le pH et la concentration en azote ammoniacal, la température, la surface d'exposition à l'air et la concentration dans l'air qui est, elle, influencée par la vitesse de l'air à la surface (Corpen, 2006 ; Ni, 1999). La volatilisation d'ammoniac est donc influencée d'une part par des paramètres qui dépendent des caractéristiques des déjections, en particulier le pH et la teneur en azote ammoniacal, qui sont principalement influencés par l'alimentation des animaux, et d'autre part, par des caractéristiques physiques du milieu en particulier la température de l'effluent, la surface d'échange avec l'air et la vitesse de l'air, qui sont principalement influencées par le mode de logement et de gestion des effluents (Dourmad *et al.*, 2012).

Le devenir de ces différentes fractions azotées (Ni, 1999) pendant le stockage des déjections et l'épandage des effluents va donc être largement influencé par les modalités de collecte et de gestion des déjections avec trois principales familles de pratiques rencontrées sur le terrain (Gac *et al.*, 2007) : la gestion sous la forme de lisier, sous forme de fumier et l'épandage direct par les animaux au pâturage. Dans le cas du lisier (en situation anaérobie), l'ammoniac constitue de loin la principale forme d'émission de composé azoté, de faibles émissions de N_2O et N_2 étant observées dans le bâtiment et surtout lors de l'épandage. Dans les fumiers, la coexistence de situations aérobie et anaérobie permet le processus de nitrification/dénitrification qui conduit à des émissions plus importantes de N_2O (voir chapitre 4.1.1.2) et de N_2 , les émissions des différentes fractions azotées étant largement influencées par la gestion du fumier et du bâtiment, avec des différences entre espèces. Enfin, pour les émissions au pâturage, les émissions de NH_3 et N_2O sont très limitées, et les risques pour l'environnement sont davantage liés au lessivage de l'azote (nitrates NO_3^- ; chapitre 4.2.). Toutefois, même émis en faible quantité, l'impact du N_2O est important compte-tenu de son pouvoir de réchauffement global environ 300 fois plus élevé que celui du CO_2 (voir chapitre 4.1.1.2).

Quantification des émissions d'ammoniac

On dispose dans la bibliographie de deux types d'informations relatives à la quantification des émissions gazeuses de composés azotés, en relation avec deux familles de méthodologies de mesure. La première consiste à évaluer les émissions par des méthodes de bilan de masse, par différence entre l'excrétion d'azote des animaux et la quantité finale d'azote retrouvée dans l'effluent. Cette approche permet d'estimer un taux d'abattement total mais n'informe pas sur la nature des gaz émis. C'est une méthode robuste qui se heurte toutefois à la difficulté à constituer un échantillon représentatif de l'effluent final, en particulier pour les fumiers. La seconde méthode consiste à mesurer les flux d'air sortant du bâtiment ainsi que les teneurs en gaz de l'air entrant et sortant. Le flux d'air peut être mesuré de manière directe à l'aide d'un anémomètre ou par l'utilisation d'un gaz traceur (Ogink *et al.*, 2013 ; Phillips *et al.*, 2001 ; Phillips *et al.*, 2000). La principale difficulté dans cette méthode réside dans la mesure précise des débits, en particulier pour des bâtiments en ventilation statique et dans la durée de la mesure, compte tenu de la forte variation des concentrations avec le temps. L'amélioration ainsi que la standardisation des techniques de mesure en élevage devraient contribuer à la réduction des incertitudes sur ces mesures (Hassouna *et al.*, 2013 ; Loyon *et al.*, 2016 ; Ogink *et al.*, 2013).

Dans la bibliographie les modes d'expression des émissions d'ammoniac sont très variables, ce qui rend difficile les comparaisons entre publications, on parle généralement de facteur d'émission. Les émissions liées aux animaux ou aux bâtiments peuvent ainsi être exprimées par animal et par jour (Méda *et al.*, 2011 ; Misselbrook *et al.*, 2000 ; Philippe *et al.*, 2011), par animal (ou par unité animale i.e. 500 kg de PV) présent ou produit, par place ou encore par m^2 de bâtiment. Les émissions associées au stockage sont également parfois exprimées par m^2 de surface de stockage ou plus rarement en fonction du volume stocké. Ces modes d'expressions présentent l'inconvénient de ne pas tenir compte de la quantité d'azote excrété (ou stocké) alors qu'elle est susceptible de varier assez fortement en fonction des performances des animaux ou des pratiques d'alimentation. C'est pourquoi d'autres modes d'expression prenant en compte une représentation plus mécaniste des flux d'azote

sont souvent privilégiées (EMEP/EAAP, 2013). Dans ces approches le facteur d'émission est exprimé sous la forme d'un ratio entre l'azote émis sous forme d'ammoniac et l'azote contenu initialement dans l'effluent. Par exemple, Griffing *et al.* rapportent d'après une analyse de la bibliographie que l'émission gazeuse d'azote ammoniacal (N-NH_3) représente en moyenne 23% de l'azote excrété chez le porc à l'engraissement (Griffing *et al.*, 2007). De la même manière on peut estimer des facteurs de volatilisation durant le stockage ou l'épandage. La fraction azotée se volatilisant étant essentiellement d'origine ammoniacale certains auteurs/instances recommandent l'utilisation de facteurs d'émissions exprimés relativement à la quantité d'azote ammoniacal (TAN). C'est le cas par exemple dans le guide (EMEP/EAAP, 2013) qui constitue la référence internationale reconnue. Cette approche présente l'avantage de prendre en compte les effets des pratiques (amélioration de l'alimentation ou des performances) qui conduisent à la réduction de l'excrétion d'azote. Les principaux facteurs d'émission retenus par l'EMEP sont rapportés au tableau 4.1.3.

Tableau 4.1.3. Facteurs d'émission (FE) d'ammoniac (N-NH_3) en fonction de l'azote ammoniacal (TAN) excrété en bâtiment ou au pâturage, stocké ou épandu, pour différentes catégories animales (EMEP/EAAP, 2013)

Type d'animal	TAN excrété (% N excrété)	Type effluent	FE bâtiment	FE stockage	FE épandage	FE pâturage
Vache laitière	60%	lisier fumier déjections	20% 19%	20% 27%	55% 79%	10%
Porc à l'engrais	70%	lisier fumier	28% 27%	14% 45%	40% 81%	
Truies	70%	lisier fumier	22% 27%	14% 45%	29% 81%	
Poules pondeuses	70%	fientes	41%	14%	69%	
Poulets de chair	70%	fumier	28%	17%	66%	

4.1.2.2 Émissions associées à la conduite de l'animal et du cheptel

Élevage porcin

En changeant la stratégie d'alimentation, il est possible de modifier la teneur en azote ammoniacal de l'effluent et son pH, deux paramètres qui influencent la volatilisation de l'ammoniac (Durmad and Jondreville, 2007). La distribution de régimes à teneur réduite en protéines diminue la concentration en urée de l'urine et son pH (Portejoie *et al.*, 2004). Ces modifications des caractéristiques des déjections s'accompagnent d'une réduction marquée des émissions d'ammoniac dans le bâtiment et au cours du stockage et de l'épandage. Ainsi, dans l'étude de Portejoie *et al.* l'émission d'ammoniac depuis l'excrétion jusqu'à l'épandage était réduite de 63% lorsque la teneur en protéines du régime passait de 20 à 12%, sans pour autant dégrader les performances (Portejoie *et al.*, 2004).

Élevage bovin

L'efficacité d'utilisation de l'azote par les bovins est très variable et généralement comprise entre 1 et 35% (Peyraud *et al.*, 2012a). La grande majorité de l'azote ingéré est donc excrété via l'urine et les fèces. Les émissions de NH_3 sont très corrélées à la concentration en urée urinaire, elle-même très liée à la teneur et à la forme plus ou moins dégradable de l'azote apporté par la ration. Il est ainsi important de bien raisonner l'équilibre entre apports azotés et apports d'énergie : un apport excédentaire de protéines représente un gain minime de production mais accroît de façon importante les rejets d'azote vers l'urine (Peyraud *et al.*, 2012a). Par ailleurs, une ration excédentaire en azote dégradable peut conduire à une excrétion d'azote uréique urinaire 8 fois supérieure comparée à une ration pauvre en azote dégradable conduisant à des émissions d'ammoniac au bâtiment au moins 25% plus élevées (Edouard *et al.*, 2016). Enfin, selon la saison et le mode de conduite, les bovins peuvent passer une part plus ou moins importante de leur temps à pâturer, ce qui aura des conséquences directes non seulement sur la teneur en azote de la ration ingérée (teneur en azote dégradable plus élevée sur l'herbe pâturée que sur un régime à base d'ensilage de maïs) mais aussi sur les quantités de déjections émises

au bâtiment et au pâturage, et donc sur les émissions gazeuses issues de ces déjections (Tableau 4.1.3). Au pâturage, les bouses et l'urine sont naturellement séparées et dispersées sur la végétation. Les dépôts d'urine créent localement de forts apports d'azote. Cet azote est rapidement transformé en NH_3 mais aussi rapidement transféré dans le sol et utilisé pour la croissance des plantes. Selon la saison, les pertes gazeuses représentent entre 15 et 20% de l'azote urinaire restitué sur la prairie, majoritairement sous forme ammoniacale (Decau *et al.*, 2003; Peyraud *et al.*, 2012a). De même, 5 à 10% de l'azote fécal est perdu sous forme d'émissions gazeuses (Peyraud *et al.*, 2012a).

Élevage avicole

Comme pour les porcs ou les bovins, l'alimentation joue un rôle majeur sur les émissions de NH_3 . Ainsi, la réduction du taux protéique de l'aliment se traduit directement par une réduction de l'excrétion d'azote de l'ordre de 10 à 15% par point de protéines (Aletor *et al.*, 2000 ; Belloir *et al.*, 2015; Bregendahl *et al.*, 2002), et en conséquence, par une réduction éventuelle des émissions de NH_3 (Méda *et al.*, 2011). Toutefois, la réduction du taux protéique chez les volailles est encore difficile à maîtriser car à l'inverse des porcs, des dégradations de performances (augmentation de l'indice de consommation, baisse du gain de poids), et donc des conséquences négatives sur les coûts de production, sont souvent observées lorsque la réduction du taux protéique est importante (plusieurs points de pourcentage). En outre, la baisse de protéines est souvent associée à une réduction de la consommation en eau et donc à des déjections et effluents plus secs, donc moins favorables à la volatilisation du NH_3 (Koerkamp, 1994 ; Méda *et al.*, 2011; Belloir, 2015 #50}. Enfin, l'acidification de l'aliment (additifs) permet d'acidifier les déjections, déplaçant ainsi l'équilibre chimique ammoniac/ammonium vers la forme ammonium (NH_4^+) non volatile (Méda *et al.*, 2011).

Enfin, les travaux de recherches sur le NH_3 en élevage avicole sont aujourd'hui essentiellement consacrés aux émissions en bâtiment (premier poste d'émission), les connaissances sur d'autres facteurs faisant varier les émissions de NH_3 (pH de l'effluent, vitesse d'air, quantité de litière apportée) sont encore limitées (Méda *et al.*, 2011).

4.1.2.3 Émissions modulées par la gestion des effluents et des cultures

Élevage porcin

Dans le cas de l'élevage de porc sur caillebotis avec production de lisier, la plupart des mesures directes d'émission de composés azotés ont concerné l'ammoniac qui constitue la principale forme d'émission dans ce système (Peyraud *et al.*, 2012a). Ces travaux ont fait l'objet d'une revue détaillée par Griffing *et al.* (Griffing *et al.*, 2007). Ces auteurs ont ainsi recensé 26 expériences dans lesquelles l'émission d'ammoniac a été mesurée dans des systèmes avec stockage du lisier sous les animaux. On note une grande variabilité dans les valeurs obtenues, puisque celles-ci varient de 10% à près de 50% de l'azote excrété pour les valeurs extrêmes, les valeurs les plus élevées étant mesurées en conditions estivales. En moyenne l'émission de N-NH_3 s'élève à 22,4% de l'excrétion. L'écart-type est de 9,1% ce qui conduit un intervalle de confiance (à 95%) entre 17,7% à 24,8%.

Cette grande variabilité s'explique en partie par des différences de méthodes de mesure et une grande variabilité dans la conception et à la gestion des bâtiments. Ainsi l'utilisation d'un caillebotis partiel au lieu d'un caillebotis intégral réduit la surface d'émission dans la fosse mais l'accroît sur le sol. Ceci peut conduire à la réduction des émissions d'ammoniac (Aarnink *et al.*, 1997b ; Hoeksma *et al.*, 1992), à l'absence d'effet (Guinand *et al.*, 2010) ou au contraire à une augmentation des émissions, en particulier en été (Guinand and Granier, 2001). Ces différences de réponses s'expliquent en grande partie par le comportement des animaux et la propreté du sol. A température élevée, les porcs excrètent de préférence sur le sol plein (Aarnink *et al.*, 2006b) ce qui peut conduire à une émission d'ammoniac accrue (de plus de 50%), comme dans le cas de l'étude de Guinand et Granier, alors que lorsque le sol plein reste propre, ces émissions sont réduites (Guinand and Granier, 2001). La nature du caillebotis influence également les émissions d'ammoniac qui sont plus faibles avec un caillebotis métallique qu'avec un caillebotis béton (Aarnink *et al.*, 1997a). La fréquence d'évacuation des effluents peut également influencer les émissions d'ammoniac (Guinand, 2000 ; Voermans and van Poppel, 1993). Différentes techniques d'évacuation rapide du lisier existent soit à l'aide d'un racleur soit à l'aide d'une "chasse d'eau" (Ramonet *et al.*,

2007). Ces différents systèmes entraînent une réduction des émissions d'ammoniac de 20% pour les systèmes de raclage à plat (Ramonet *et al.*, 2007), d'environ 50% pour les systèmes de raclage en V (Belzile *et al.*, 2006 ; Landrain *et al.*, 2009) et de 60% pour les systèmes avec chasse d'eau. Certaines études montrent également que le type de ventilation peut influencer l'émission d'ammoniac. L'extraction basse de l'air en accroissant le renouvellement et la vitesse de l'air à la surface du lisier pourrait en effet favoriser l'émission, mais ces effets n'ont pas été bien quantifiés.

La température de l'effluent peut également influencer les émissions d'ammoniac, puisqu'elle affecte l'équilibre entre les différentes formes (NH_4^+ , NH_3) et affecte directement l'émission gazeuse. Toutefois, en pratique l'effet est beaucoup plus complexe puisque lorsque la température s'accroît le renouvellement de l'air et l'évaporation d'eau sont accrus et l'efficacité alimentaire des animaux est souvent améliorée. Massabie *et al.* notent peu d'effet de la température ambiante sur la teneur en ammoniac de l'air ambiant alors que l'émission est accrue (Massabie *et al.*, 2006). Avec une approche par modélisation, Dourmad *et al.* montrent chez des animaux rationnés en eau que le taux de volatilisation de l'ammoniac passe de 15 à 38% lorsque la température ambiante passe de 17°C à 28°C (Dourmad *et al.*, 2008). L'écart est moins marqué (de 15 à 26%) lorsque l'eau est disponible à volonté, l'effluent étant alors moins concentré.

Les études relatives aux émissions gazeuses des litières sont beaucoup moins nombreuses que pour les lisiers. Bonneau *et al.* et Hassouna *et al.* rapportent une forte variabilité des émissions d'ammoniac des litières en fonction du type de litière (paille, sciure), des modalités de gestion, de la saison et de la densité animale, les valeurs extrêmes allant de 2 à 20 g N- NH_3 /j par porc charcutier (Bonneau *et al.*, 2008 ; Hassouna *et al.*, 2005). De la même manière les émissions de N_2O des litières sont très variables, entre 1 et 10 g N- N_2O /j par porc. La nature des gaz azotés émis semble donc plus variable que l'émission totale qui varie moins entre les études (Corpen, 2003). Dans le cas de litières bien conduites, propices à la dénitrification, les émissions d'ammoniac sont faibles et celle N_2O et surtout de N_2 (sans impact pour l'environnement) sont élevées, le contraire étant observé dans le cas de litières humides. Rigolot *et al.* ont proposé sur la base de la bibliographie et de la contribution de plusieurs experts des coefficients de correction des émissions en fonction de la nature du substrat, de la surface par porc et de la quantité et de l'entretien de la litière (Rigolot *et al.*, 2010).

L'importance des émissions d'ammoniac des élevages porcin est donc très variable selon le type de bâtiment et la nature de la chaîne de collecte, de stockage, de traitement et d'épandage des effluents. Ceci est illustré à la figure 4.1.5 pour les principales filières rencontrées en France.

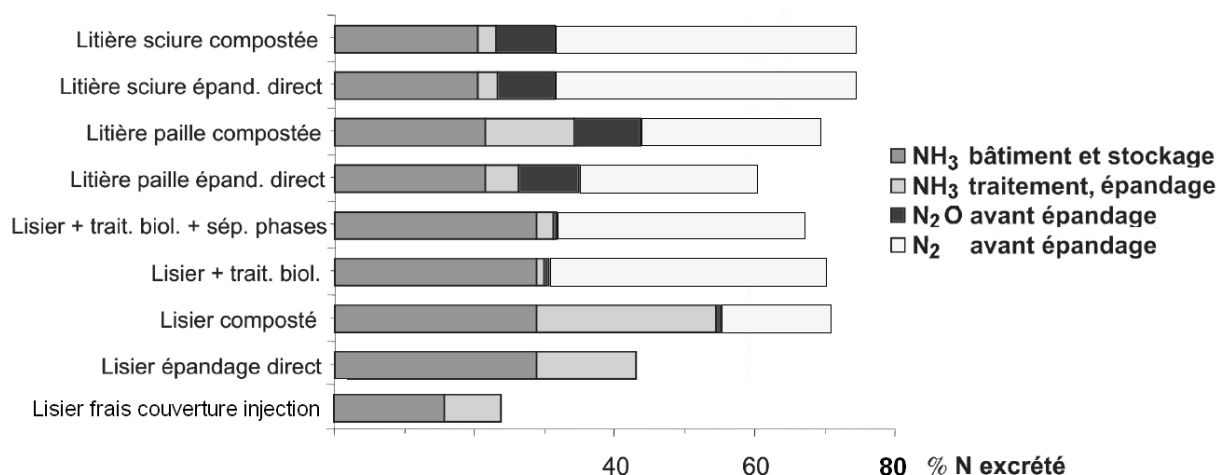


Figure 4.1.5. Influence de différentes filières de gestion des effluents porcins sur l'importance et la nature des émissions de composés azotés exprimées en % de l'azote excrété (d'après (Bonneau *et al.*, 2008))

Différents modèles sont disponibles dans la bibliographie pour prédire les émissions d'ammoniac dans les bâtiments (Aarnink and Elzing, 1998 ; Dourmad *et al.*, 2008) et/ou ou cours du stockage (Berthiaume *et al.*, 2005 ; Zhang *et al.*, 2008). Il s'agit de modèles mécanistes prenant en compte les différentes formes de l'ammoniac dans l'effluent et les différents facteurs de variation de la volatilisation. La plupart de ces modèles

concernent le porc à l'engraissement et nécessitent pour fonctionner un paramétrage assez complexe, ce qui en fait plus des modèles de recherche que des outils d'aide à la décision. Une approche plus empirique, basée en partie sur ces modèles mécanistes, est proposée par Rigolot *et al.* avec des paramètres d'entrée associés aux pratiques d'élevage (Rigolot *et al.*, 2010).

Élevage bovin

Les émissions d'ammoniac en élevage bovins sont très variables dans la bibliographie. Les bâtiments d'élevage bovins sont majoritairement ventilés naturellement et donc soumis aux variations des conditions climatiques (température, vitesse du vent...) qui influencent largement ces émissions. Dans ces conditions, la mise en œuvre de méthodes de mesure des débits d'air et des concentrations gazeuses est particulièrement compliquée notamment parce que les ouvertures du bâtiment peuvent agir à la fois comme des entrées et des sorties d'air, aboutissant à de larges incertitudes sur les valeurs mesurées. Par ailleurs, les modes de logement sont également très divers conduisant à une grande variabilité de types d'effluents, de liquides à très solides, et de modes de gestion de ces effluents (raclage +/- fréquent, stockage sous les animaux ou à l'extérieur, accumulation de litière...). Une synthèse de la bibliographie en préparation montre que les émissions d'azote ammoniacal (N-NH_3) à l'échelle du bâtiment d'élevage varient entre 3 et 110 g N-NH_3 /vache/jour dans la littérature et que les facteurs de variation prépondérants sont la température ambiante dans le bâtiment, le taux de ventilation ainsi que la teneur en urée du lait, reflet des apports azotés par la ration (Rossini Almeida *et al.*, 2016), *in prep*). Dans les inventaires d'émissions à l'échelle de l'Europe, les émissions d'ammoniac au bâtiment sont estimées à hauteur de 19% du TAN excrété (Total ammoniacal nitrogen) pour les fumiers et 20% du TAN excrété pour les systèmes lisiers (EMEP/EAAP, 2013).

Un fort déséquilibre de connaissances existe en faveur des modes de conduite produisant du lisier, majoritaires en Europe (lisier $n = 198$, 48 articles ; fumier $n = 30$, 9 articles). La France se caractérise pourtant de ses voisins européens par une forte proportion de conduite sur aire paillée (50% des élevages bovins ; Agreste, enquête bovine, 2008). Les émissions d'ammoniac de ces modes de conduite sont très dépendantes de leur gestion (surface de l'aire paillée, taux de paillage, temps d'accumulation...). C'est pourquoi les émissions de ces systèmes produisant du fumier sont parfois inférieures à des systèmes produisant du lisier (Gac *et al.*, 2006; Koerkamp *et al.*, 1998) parfois égales (Amon *et al.*, 2001) et parfois supérieures (Edouard *et al.*, 2012; Webb *et al.*, 2012). Selon Edouard *et al.* (Edouard *et al.*, 2013), en conditions contrôlées les émissions d'ammoniac de vaches laitières sont similaires et réduites (22 ± 10 g N-NH_3 /jour/vache) quel que soit le mode de logement (étable libre ou litière accumulée) tant que les apports azotés par la ration sont faibles (12% MAT). En revanche, si les apports en azote augmentent (18% MAT), les émissions d'ammoniac s'accroissent fortement, et ce d'autant plus sur un mode de conduite sur litière (près de 100 ± 10 g N-NH_3 /jour/vache) par rapport à un mode de conduite produisant du lisier (68 ± 10 g N-NH_3 /jour/vache). Par ailleurs, les émissions de NH_3 ont augmenté de façon quasi linéaire au cours du temps d'accumulation de la litière sous les animaux (suivi ici sur 4 semaines) illustrant la variabilité des émissions liées au mode de gestion de la litière.

Au stockage, les pertes d'azote sont plus importantes pour les fumiers que pour les lisiers alors que c'est l'inverse à l'épandage, le tout aboutissant à des pertes gazeuses totales des filières lisiers et fumiers semblables autour de 19-23% sous forme ammoniacale et 1,5-1,8% sous forme de protoxyde d'azote (Gac *et al.*, 2006).

Élevage avicole

En élevage de volailles, le NH_3 est le principal composé gazeux émis par les élevages de volailles. Il est émis par les effluents d'élevage et représente environ 15% des émissions de NH_3 en France (Martin and Mathias, 2013; Méda *et al.*, 2011). Deux modes de gestion des déjections sont principalement rencontrés sur le terrain : la gestion sous forme de fumier (volailles de chair, poules pondeuses) et la gestion sous forme de fientes plus ou moins sèches (poules pondeuses), mais une partie des déjections est également gérée sous forme de lisier (canards) ou directement excrétées par les animaux lorsque ceux-ci ont accès à un parcours (Chapitre 6). Comme montré dans le tableau 4.1.3, les niveaux d'émissions de NH_3 dans les bâtiments d'élevage sont très

différents selon que les déjections soient gérées sous forme de fumier ou de fientes (28 ou 41% du TAN excrétée respectivement). Toutefois, ces valeurs moyennes masquent une très grande variabilité des émissions.

En effet, Méda *et al.* (2011) rapportent que pour les poudeuses en système « fientes », les émissions varient entre 0,03 et 1,30 g NH_3 par jour et par animal, tandis qu'en système « fumier », les émissions des poulets de chair varient entre 0,1 et 2,3 g NH_3 par jour et par animal (Méda *et al.*, 2011). Cette variabilité est tout d'abord à relier aux pratiques de gestion des effluents puisqu'en système « fientes », les fientes peuvent être soit collectées dans des fosses profondes sous les animaux (collecte sur 1 cycle de production, soit une année environ) ou sur des tapis et évacuées de façon régulière à l'extérieur du bâtiment. En conséquence, lorsque les fientes sont collectées sur des tapis, les émissions de NH_3 sont fortement réduites (jusqu'à -90% par rapport à une collecte en fosse profonde), puisque les fientes sèchent rapidement (parfois avec un séchage forcé). En effet, l'humidité de l'effluent est un facteur majeur contrôlant la production d'ammoniac à partir de l'azote excrété, avec un optimum situé entre 40 et 60% d'humidité (Koerkamp, 1994 ; Méda *et al.*, 2011). De même, en système « fumier », le fumier peut être accumulé sur plusieurs lots (système peu voire pas présent en Europe, mais dominant par exemple en Amérique du Nord) ou évacué du bâtiment après la fin d'un lot, ce qui permet de réduire de 20 à 50% les émissions de NH_3 (Méda *et al.*, 2011).

Enfin, les études portent encore peu sur le stockage, le compostage et l'épandage des effluents avicoles, et peu de connaissances sont disponibles pour les espèces « mineures » telles que la dinde ou le canard et pour les émissions de NH_3 sur parcours (Méda *et al.*, 2015), alors que ce type de production représente une part non négligeable des effectifs animaux en Europe (e.g 50% du cheptel de poudeuses sur parcours au Royaume-Uni vs. 16% au global dans l'Union Européenne selon Magdelaine) (Magdelaine, 2015). Les connaissances sur les émissions gazeuses liées aux déjections à l'extérieur du bâtiment sont très rares dans la littérature. Toutefois, il semblerait que les émissions sur le parcours soient nettement plus faibles que les émissions dans le bâtiment, de l'ordre de 10% des émissions intérieures d'après Aarnink *et al.* (Aarnink *et al.*, 2006a).

Répartition spatiale et dynamique temporelle des émissions d'ammoniac

La prise en compte de la répartition spatiale et de la dynamique temporelle des émissions d'ammoniac est importante dans la mesure où elle affecte les impacts dans l'espace et dans le temps. La majorité des émissions d'ammoniac étant liées à l'élevage, la répartition géographique des émissions est étroitement dépendante de la localisation des élevages. Ceci est illustré à la figure 4.1.6 qui rapporte à l'échelle de l'Europe une estimation des émissions de NH_3 par ha de surface agricole (de Vries *et al.*, 2011). Pour la France, le Grand-Ouest et dans une moindre mesure l'Auvergne et le Sud-Ouest, constituent ainsi les principales zones d'émission d'ammoniac. À l'échelle européenne ce sont les grands bassins de productions animales du nord de l'Europe (Belgique, Pays-Bas, Danemark, Allemagne), de la plaine du Pô en Italie et la Catalogne en Espagne qui sont les plus concernés (voir chapitre 1.5).

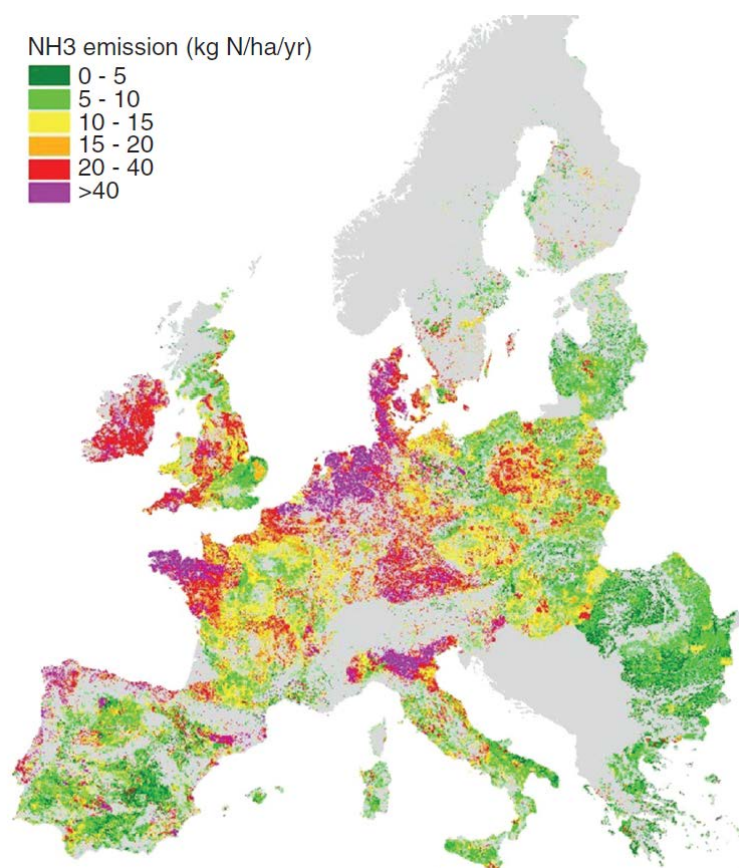


Figure 4.1.6. Répartition spatiale de émissions d'ammoniac à l'échelle Européenne d'après (de Vries *et al.*, 2011)

La dynamique temporelle des émissions a par contre été beaucoup moins étudiée. Elle est également importante à considérer dans la mesure où les émissions d'ammoniac en provenance des bâtiments où des installations de stockage sont influencées par la température ambiante, donc la saison, et le rythme des épandages qui ont lieu principalement au printemps et la fin de l'été. Ceci peut conduire à des pics d'émissions d'ammoniac à certaines périodes. Cela a été modélisé par Sheppard *et al.* pour les différentes espèces animales et dans les différentes régions du Canada en prenant en compte les pratiques de logement et d'épandages (Sheppard *et al.*, 2007). Un exemple en est rapporté à la figure 4.1.7 dans le cas de l'élevage de volaille. Enfin, au cours de la journée, les émissions sont également très variables, notamment en lien avec l'activité des animaux (Aarnink *et al.*, 1995).

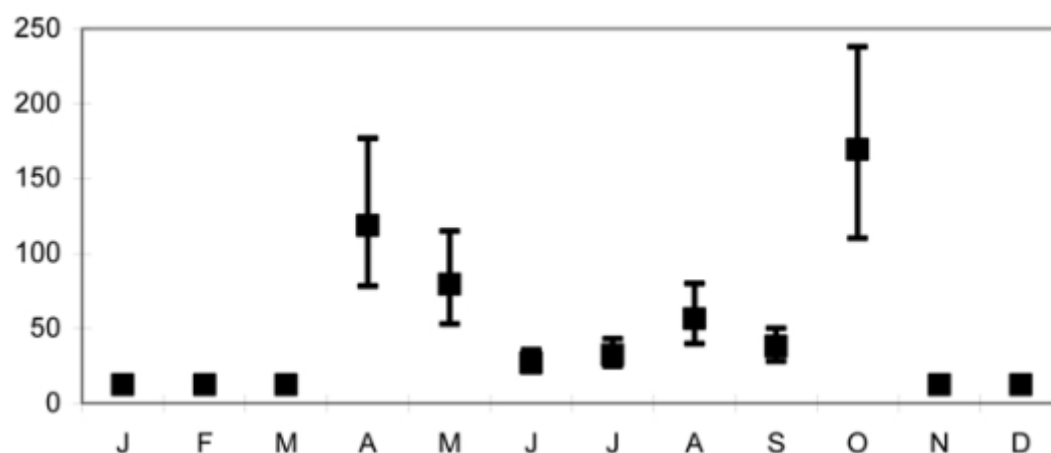


Figure 4.1.7. Estimation de l'émission d'ammoniac (kg/jour) pour un atelier de 100 000 volailles de chair au Canada, selon la saison (Sheppard *et al.*, 2007)

4.1.2.4 Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage sur les émissions d'ammoniac

De part cette forte variabilité, l'estimation des émissions de NH_3 à l'échelle d'un territoire (France ou Europe) est particulièrement difficile et les approches dites « d'inventaire » sont très sensibles aux choix méthodologiques, en particulier au choix des facteurs d'émissions. Ainsi, pour des raisons évidentes de simplification méthodologique, les facteurs d'émissions utilisés sont des valeurs « moyennes » mais celles-ci ne prennent que très peu (voire pas) en compte la diversité de systèmes et de pratiques observée sur le terrain. En outre, ces inventaires « sectorisent » les émissions, et séparent donc les émissions directes de l'élevage (en lien avec la production et l'épandage des effluents) et les émissions liées à la production des cultures. Ainsi, les émissions de NH_3 associées à la production de cultures (fertilisation minérale) pour l'alimentation animale sont comptabilisées dans le secteur « cultures », alors que dans une approche type « cycle de vie », une partie de celles-ci devraient être imputées à l'élevage. La contribution réelle de l'élevage aux émissions de NH_3 est donc difficile à évaluer, même si Peyraud et al. rapportent que l'élevage serait responsable d'environ 90% des émissions françaises (Peyraud *et al.*, 2012a). De plus, une partie des émissions peuvent également être réalisées sur d'autres territoires, notamment en cas d'importation de matières premières pour l'alimentation des animaux, et ces émissions ne sont aujourd'hui pas comptabilisées dans les inventaires.

Enfin, à l'inverse des gaz à effet de serre, qui contribuent à un impact unique et global (c'est-à-dire le réchauffement climatique), l'ammoniac contribue à différents impacts environnementaux et sanitaire (acidification, eutrophisation, santé animale et humaine). Dès lors, l'évaluation des impacts réellement liés au NH_3 est complexe et nécessite des approches multicritères comme par exemple, l'Analyse du Cycle de Vie (chapitre 3). Cependant, ces méthodes évaluent uniquement des impacts potentiels, généralement sans prendre en compte la sensibilité des milieux naturels (chapitre 4.2 ; (Nitschelm *et al.*, 2016)). De plus, la contribution relative du NH_3 à certains impacts est parfois difficile à évaluer lorsque différents composés chimiques sont impliqués dans le même phénomène (par exemple eutrophisation ; chapitre 4.2.). Aussi, la quantification des impacts réels liés aux émissions de NH_3 demeurent aujourd'hui encore très difficile.

4.1.3. Émissions de particules

4.1.3.1 Éléments généraux

Contribution de l'élevage aux émissions de particules

Les particules en suspension dans l'air sont principalement caractérisées par leur diamètre. Nous considérerons ici principalement les particules ayant un diamètre inférieur à 10 et 2,5 μm (nommées PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ respectivement) car ce sont les principales particules étudiées et considérées par la législation européenne (Cambra-Lopez *et al.*, 2010; Union Européenne, 1999). Au sein de l'Union européenne l'agriculture est aujourd'hui le troisième secteur émetteur de particules avec 14% des émissions primaires de PM_{10} en 2013 (EEA, 2015) mais demeure un faible émetteur de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) avec moins de 3% des émissions (EEA, 2016⁴). La contribution de l'élevage aux émissions primaires d'origine agricole représente aujourd'hui environ un tiers des émissions de $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} de l'agriculture (CITEPA, 2015), et les monogastriques sont les principaux émetteurs de l'élevage avec respectivement 50% et 30% des émissions pour les volailles et les porcs (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Enfin, alors que les principaux secteurs émetteurs ont fourni des efforts conséquents depuis une dizaine d'année pour réduire leurs émissions de particules, les émissions d'origine agricole n'ont pas diminué (EEA, 2015).

Effets des particules

⁴ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/emissions-of-primary-particles-and-5/assessment-3> , consulté le 11/01/2016.

Les effets sur la santé humaine des PM₁₀ et PM_{2,5} sont aujourd'hui bien connus et il est admis que plus les particules sont fines, plus les effets sur la santé sont sévères. Ainsi, les PM₁₀ et les PM_{2,5} peuvent engendrer de nombreuses pathologies respiratoires (asthme, bronchite voire cancer du poumon) en lien avec la taille des particules qui peuvent pénétrer profondément dans le système respiratoire (jusqu'aux alvéoles pulmonaires pour les PM_{2,5}). Les pathologies sont également d'autant plus sévères que le temps et le niveau d'exposition aux particules sont élevés (Anderson *et al.*, 2012 ; Davidson *et al.*, 2005 ; Pope and Dockery, 2006). Ainsi, les éleveurs, salariés et vétérinaires peuvent être fortement exposés et sont fréquemment victimes des pathologies décrites précédemment (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Par exemple, Viegas *et al.* ont montré que les prévalences de symptômes asthmatiques et nasaux étaient très élevées (43 et 51% respectivement) chez les personnes travaillant dans des élevages de volailles (Viegas *et al.*, 2013). Les particules semblent également favoriser l'apparition de troubles cardiovasculaires (Anderson *et al.*, 2012), mais les effets directs des particules sur la santé des éleveurs (ou des populations à proximité des élevages) ne sont pas décrits dans la littérature. Enfin, Gérault *et al.* ont montré que les éleveurs de volailles souffrent également d'irritation des yeux (Gérault *et al.*, 2003). Par ailleurs, l'effet des particules sur les animaux d'élevage sont assez similaires à celle évoquées précédemment. Toutefois, les conséquences sur les performances des animaux (par exemple, réduction de la vitesse de croissance) sont encore mal évaluées (Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Homidan *et al.*, 2003 ; Tan and Zhang, 2004).

Les effets des particules sur la santé humaine et animale sont également à mettre en relation avec les composés transportent. En effet, les particules émises en élevage peuvent transporter une grande diversité de molécules et/ou d'organismes vivants. Ainsi, Cambra-López *et al.* rapportent que les PM_{2,5} permettraient d'augmenter de près de 25% la quantité de NH₃ dans l'air ambiant, et donc augmenteraient encore l'effet négatif des particules sur la santé (propriétés irritantes) (Cambra-Lopez *et al.*, 2010). De même, les particules peuvent être les vecteurs d'agents biologiques pouvant avoir des effets sur la santé (chapitre 5.1). De nombreuses bactéries (salmonelles, *E. coli*...), parfois résistantes aux antibiotiques (Chapin *et al.*, 2005), peuvent être trouvées à la surface des particules, de même que certains virus comme celui de la fièvre aphteuse (Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Enfin, de nombreux composés odorants (exemple sulfure d'hydrogène responsable de l'odeur d'œuf pourri) sont véhiculés par les particules, et peuvent être responsables de nuisances olfactives à proximité des bâtiments d'élevage (Bottcher, 2001 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tan and Zhang, 2004).

Enfin, les particules ont également des effets sur l'environnement et les écosystèmes (effets phytotoxiques sur les sols et les plantes, modification de cycles géochimiques et hydrologiques) en lien avec les substances chimiques qu'elles transportent (Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Grantz *et al.*, 2003). Par ailleurs, en forte concentration, les particules peuvent participer à phénomènes impliqués dans le changement climatique (formation de nuages, forçage radiatif) et réduire la visibilité (brouillards de pollution) (Brignon, 2003 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Enfin, le dépôt de particules (associées ou non à des substances chimiques réactives) peut endommager les matériaux de construction et les peintures (Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tzanis *et al.*, 2009). Toutefois, la contribution de l'élevage à ces phénomènes (effets sur l'environnement et sur les constructions) n'est pas quantifiée.

4.1.3.2. Émissions associées à la conduite de l'animal et à la gestion des bâtiments

Origine des particules en élevage

Au sein des élevages, les particules sont principalement émises au niveau des bâtiments d'élevages où les concentrations dans l'air ambiant des bâtiments seraient selon Tan et Zhang entre 4,5 à 45 fois plus élevées que les concentrations extérieures (Tan and Zhang, 2004). Les principaux facteurs générant des particules primaires sont aujourd'hui bien connus, et trois principales sources sont identifiées : l'alimentation des animaux (30% des émissions d'un élevage engraisseur de porcs aux Pays-Bas selon Aarnink et Ellen), les déjections animales et les matériaux de litière et les animaux (perte de poils et plumes, desquamation) (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tan and Zhang, 2004).

Concernant l'alimentation des animaux, les émissions de particules diminuent avec le taux d'humidité de la ration (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Ainsi, une présentation de l'aliment en soupe permet de réduire de 10 à 20% les émissions par rapport à une distribution sous forme solide (Aarnink and Ellen, 2008).

Cependant, si cette pratique est fréquemment utilisée en élevage porcin (plus de 50% des élevages pour les truies gestantes et les porcs en engraissement selon Massabie et Ramonet (Massabie and Ramonet, 2007)), l'intégralité des aliments pour les volailles sont encore distribués sous forme sèche aux volailles (ITAVI, comm. pers.). Lorsque l'aliment est distribué sous forme sèche, la forme de l'aliment a également un effet important sur les émissions de particules puisque des formes fines de présentation (miettes, farine) favoriseront l'émission de particules par rapport à des granulés, même si l'évolution des mangeoires a permis de fortement limiter le gaspillage et donc indirectement les émissions (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). De plus, chez les espèces consommant des fourrages, certaines pratiques de fauche des pâturages semblent avoir un effet important sur la production de poussières. Ainsi, selon Séguin *et al.* (Séguin *et al.*, 2011), le fauchage tardif de prairies augmenterait la production de poussières respirables (et donc les risques pour la santé animale et humaine), alors que cette pratique est connue pour favoriser la biodiversité (chapitre 4.5.). Enfin, Aarnink et Ellen soulignent que l'ajout de lipides à la ration (principalement sous forme d'huile) est très efficace pour réduire les émissions (environ 10% de réduction par point de lipides ajouté) (Aarnink and Ellen, 2008).

Les effluents d'élevage sont également une source importante d'émissions de particules. Ainsi, Aarnink et Ellen (Aarnink and Ellen, 2008) rapportent qu'en élevage engraisseur de porcs, entre 20 et 30% des particules émises proviennent des fèces des animaux. Pour les élevages de volailles, les émissions seraient également associées à l'urine, notamment via la formation de cristaux minéraux d'acide urique (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). De façon générale, des particules ne seront émises que lorsque les effluents peuvent sécher sur le sol (caillebotis) ou sur une litière (paille, copeaux de bois). L'utilisation d'une litière favorise généralement les émissions de particules, puisqu'outre son effet asséchant sur les déjections, des particules sont émises directement par les matériaux utilisés comme litière. Ces émissions sont liées d'une part aux poussières que peuvent contenir la paille ou les copeaux de bois, et d'autre part, à la dégradation de ces matériaux au cours de l'élevage. Elles sont par ailleurs très dépendantes de l'humidité de la litière, puisqu'une litière humide aura tendance à « retenir » davantage les particules (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Ainsi, l'utilisation d'une litière en élevage, qui permet d'un côté d'améliorer le bien-être des animaux (confort thermique, favorisation des comportements de nidification ou de fouissage) peut donc apparaître antagoniste puisqu'ils génèrent potentiellement également des impacts négatifs sur l'environnement et sur la santé des animaux et des éleveurs. De façon indirecte, les effluents d'élevage contribuent aux émissions de particules inorganiques dites secondaires formées par réactions chimiques entre l'ammoniac (NH_3) et des composés tels que les acides nitriques et sulfuriques (Erisman and Schaap, 2004 ; Peyraud *et al.*, 2012a). Dans la mesure où l'élevage est aujourd'hui la principale source de NH_3 (voir section 4.1.2.), sa contribution aux émissions de particules secondaires (majoritairement des $\text{PM}_{2.5}$) pourrait être très importante, mais doit encore être étudiée (Cambra-Lopez *et al.*, 2010).

Les animaux sont la troisième source d'émissions de particules dans les bâtiments d'élevage, en lien avec les pertes de poils et de plumes ainsi que la desquamation. Cependant, la contribution de ces phénomènes aux émissions totales n'est pas quantifiée. Par ailleurs, la densité animale ainsi que l'activité des animaux en bâtiment (déplacements dans le bâtiment, activités de fouissage, de retournement de la litière, etc. en lien avec l'âge et à la lumière) semblent également favoriser les émissions de particules, en lien avec une consommation d'aliment et une production d'effluents plus importantes, et avec l'augmentation des phénomènes de pertes de poils ou plumes (+ desquamation) et éventuellement, un « brassage » accru de la litière (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010).

4.1.3.3 Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage sur les émissions de particules

Si les émissions de NH_3 ou de GES de l'élevage sont aujourd'hui très bien documentées dans la littérature, les connaissances sur les émissions de particules des élevages sont encore lacunaires. Ainsi, plusieurs aspects de cette problématique doivent encore être traités comme soulignés par Cambra-López *et al.* (Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Tout d'abord, la production de facteurs d'émissions spécifiques à chaque type d'élevage (espèce, mode de production...) est nécessaire pour la réalisation d'inventaires nationaux. Ceci implique d'une part la caractérisation précise des particules émises (taille, composition...) ainsi que le développement et l'utilisation par la communauté scientifique de méthodes et d'appareils de mesure standardisés et adaptés au contexte des élevages, notamment les fortes concentrations dans les bâtiments. Par ailleurs, si les sources d'émissions au sein des élevages sont connues (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tan and Zhang, 2004)

ainsi que certains facteurs les modulant (exemple : ventilation ou humidité de l'air), l'identification des meilleures techniques disponibles pour la réduction des émissions de particules reste encore à réaliser. Même si certaines techniques semblent intéressantes (exemple : vaporisation d'huile pour « plaquer » les particules sur les parois du bâtiment et au sol), l'évaluation de la faisabilité technique et économique à grande échelle est encore nécessaire (Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tan and Zhang, 2004).

Enfin, si les effets généraux des particules (santé, environnement...) sont bien connus et documentés, la contribution réelle de l'élevage aux émissions de particules et à leurs effets reste encore à préciser. En effet, dans les inventaires nationaux (exemple (CITEPA, 2015)), la contribution de l'élevage est limitée aux émissions directes calculées sur la base de facteurs d'émissions par type d'animal produit et du nombre d'animaux produits (statistiques agricoles), puisque dans ce type d'approche, les émissions de particules liées par exemple à la production des cultures utilisées pour l'alimentation animale ou à l'utilisation de véhicules motorisés (tracteurs, camions...) ne sont pas quantifiées pour le secteur « élevage » spécifiquement. De même, les émissions secondaires notamment celles liées à l'ammoniac (NH_3) ne sont pas pris en compte dans ces inventaires car nécessitant l'utilisation de modèles complexes de chimie de l'atmosphère (CITEPA, comm. pers.). Une évaluation de la contribution globale de l'élevage nécessiterait donc le développement d'approches de type « cycle de vie » (chapitre 3) qui ne sont aujourd'hui pas décrites dans la littérature.

4.1.4. Conclusions sur les rôles de l'élevage sur le compartiment « air » et sur les émissions de GES

Par l'émission de nombreux composés dans l'atmosphère (gaz, particules), l'élevage contribue à de nombreux impacts tels que :

- les changements environnementaux globaux liés au réchauffement climatique, en lien avec la production des gaz à effet de serre que sont le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O) et le dioxyde de carbone (CO_2) ;
- l'acidification et l'eutrophisation des milieux aquatiques et terrestres de par sa contribution largement majoritaire aux émissions de NH_3 (environ 2/3 des émissions nationales, si seules les émissions directes liées à l'élevage sont comptabilisées ; jusqu'à 90% des émissions nationales si les émissions associées aux cultures pour l'alimentation animales sont comptabilisées) ;
- des effets négatifs sur la santé animale et humaine (problèmes respiratoires notamment) en raison d'émissions de NH_3 et de particules fines dans les bâtiments d'élevage.

Au sein des élevages, les principaux leviers contrôlant les émissions gazeuses et de particules sont aujourd'hui bien connus et documentés (gestion des effluents, production des aliments des animaux, fermentation entérique). Toutefois, les processus à l'origine des émissions (et donc des impacts) sont très complexes et parfois interdépendants (par exemple différents composés azotés comme le NH_3 , le N_2O ou le N_2 peuvent être émis lors du cycle de l'azote). Ceci peut donc parfois conduire à des effets synergiques (réduction ou augmentation concomitante de plusieurs émissions ; par exemple relation entre émission de NH_3 et particules) ou antagonistes avec pour conséquence l'augmentation d'une émission (et donc potentiellement d'un ou plusieurs impacts) en voulant réduire l'émission d'un composé en particulier (Loyon *et al.*, 2016).

Par ailleurs, certains impacts peuvent être délocalisés, notamment ceux liés à la production de matières premières végétales importées en grande quantités en Europe (par exemple tourteau de soja sud-américain). Toutefois, la quantification de ces impacts est aujourd'hui peu investiguée à l'échelle française ou européenne, et il est difficile d'évaluer la contribution de l'élevage européen à ces impacts. Pour répondre à ces questions, et ainsi préciser le bilan environnemental de l'élevage (chapitre 3), l'utilisation de méthodes multicritères et à large échelle devront être privilégiées.

Si le bilan environnemental de l'élevage est fortement questionné (FAO *et al.*, 2006), des marges de progrès sont bien évidemment possibles dans toutes les filières animales pour réduire les émissions vers l'atmosphère (et donc les impacts associés), notamment par l'adoption de « meilleures techniques disponibles » (Loyon *et al.*, 2016) permettant de limiter voire de réduire les émissions de GES, de NH_3 et de particules, et ce à toutes les étapes de l'élevage (production des aliments, élevage des animaux, gestion et devenir des effluents...). Par

ailleurs, en lien avec la problématique du changement climatique, l'élevage présente également des effets positifs. En effet, l'utilisation des effluents d'élevage pour fertiliser les cultures peut permettre de réduire la consommation d'engrais minéraux, et de réduire ainsi certains impacts environnementaux associés (changement climatique par exemple ; (Rigolot *et al.*, 2009)). De plus, ces effluents peuvent être utilisés pour produire du biogaz utilisé ensuite pour générer de l'électricité (procédé de méthanisation ; chapitres 4.4 et 6.3.). Enfin, les prairies valorisées par l'élevage des ruminants, sont essentielles dans la régulation du changement climatique, notamment via la séquestration du carbone dans les sols, et peuvent compenser une partie (4 à 53% selon le système étudié (Gac *et al.*, 2010; Soussana *et al.*, 2010) des émissions de gaz à effet de serre de l'élevage (Chapitres 4.3, 6.1. et 6.5.).

Références bibliographiques

- Aarnink, A.J.A.; Canh, T.T.; Mroz, Z., 1997a. Reduction of ammonia volatilization by housing and feeding in fattening piggeries. *Proceedings of the International Symposium 'Ammonia and odour control from animal production facilities'*. Vinkeloord, The Netherlands, 283-291.
- Aarnink, A.J.A.; Ellen, H.H., 2008. Processes and factors affecting dust emissions from livestock production. *How to improve air quality*. DustConf 2007 How to Improve Air Quality, 2007-04-23/2007-04-24.
- Aarnink, A.J.A.; Elzing, A., 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, 53 (2): 153-169. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(97\)00153-X](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(97)00153-X)
- Aarnink, A.J.A.; Hol, J.M.G.; Beurskens, A.G.C., 2006a. Ammonia emission and nutrient load in outdoor runs of laying hens. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 54 (2): 223-234. [http://dx.doi.org/10.1016/s1573-5214\(06\)80024-2](http://dx.doi.org/10.1016/s1573-5214(06)80024-2)
- Aarnink, A.J.A.; Keen, A.; Metz, J.H.M.; Speelman, L.; Verstegen, M.W.A., 1995. Ammonia Emission Patterns during the Growing Periods of Pigs Housed on Partially Slatted Floors. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 62 (2): 105-116. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1995.1069>
- Aarnink, A.J.A.; Schrama, J.W.; Heetkamp, M.J.W.; Stefanowska, J.; Huynh, T.T.T., 2006b. Temperature and body weight affect fouling of pig pens. *Journal of Animal Science*, 84 (8): 2224-2231. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2005-521>
- Aarnink, A.J.A.; Swierstra, D.; van den Berg, A.J.; Speelman, L., 1997b. Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 66 (2): 93-102. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0121>
- Abdalla, M.; Rueangritsakul, K.; Jones, M.; Osborne, B.; Helmy, M.; Roth, B.; Burke, J.; Nolan, P.; Smith, P.; Williams, M., 2012. How Effective is Reduced Tillage-Cover Crop Management in Reducing N₂O Fluxes from Arable Crop Soils? *Water Air and Soil Pollution*, 223 (8): 5155-5174. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-012-1268-4>
- Ademe, 2015. *Agriculture & Environnement : Des pratiques clefs pour la préservation du climat, des sols et de l'air, et les économies d'énergie*. Angers: ADEME (Références (Fiche 6)), 12 p.
- Agreste Bretagne, 2008. Concentration de l'excédent azoté sur les prairies et le maïs : enquête Pratiques culturales 2006. Agreste Bretagne, juin 2008: 4 p. http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/PK06_mais_prairies_cle82111a.pdf
- Akiyama, H.; Yan, X.Y.; Yagi, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology*, 16 (6): 1837-1846. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02031.x>
- Aletor, V.A.; Hamid, I.; Niess, E.; Pfeffer, E., 2000. Low-protein amino acid-supplemented diets in broiler chickens: effects on performance, carcass characteristics, whole-body composition and efficiencies of nutrient utilisation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 80 (5): 547-554. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1097-0010\(200004\)80:5<547::aid-jsfa531>3.0.co;2-c](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1097-0010(200004)80:5<547::aid-jsfa531>3.0.co;2-c)
- Amon, B.; Amon, T.; Boxberger, J.; Alt, C., 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60 (1-3): 103-113. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1012649028772>
- Anderson, J.O.; Thundiyil, J.G.; Stolbach, A., 2012. Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology*, 8 (2): 166-175. <http://dx.doi.org/10.1007/s13181-011-0203-1>
- Asman, W.A.H.; Janssen, A.J., 1987. A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment*, 21 (10): 2099-2119. [http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90344-1](http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981(87)90344-1)
- Attard, E.; Recous, S.; Chabbi, A.; De Berranger, C.; Guillaumaud, N.; Labreuche, J.; Philippot, L.; Schmid, B.; Le Roux, X., 2011. Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential

denitrification after changes in land uses. *Global Change Biology*, 17 (5): 1975-1989. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02340.x>

Baudoin, E.; Philippot, L.; Cheneby, D.; Chapuis-Lardy, L.; Fromin, N.; Bru, D.; Rabary, B.; Brauman, A., 2009. Direct seeding mulch-based cropping increases both the activity and the abundance of denitrifier communities in a tropical soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (8): 1703-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.05.015>

Bellarby, J.; Tirado, R.; Leip, A.; Weiss, F.; Lesschen, J.P.; Smith, P., 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Change Biology*, 19 (1): 3-18. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x>

Belloir, P.; Lessire, M.; Berri, C.; Lambert, W.; Corrent, E.; Tesseraud, S., 2015. Revisiting amino acid nutrition. *20th European Symposium on Poultry Nutrition*, 24-27 août Prague, Czech Republic, 27-34.

Belzile, M.; Godbout, S.; Lemay, S.P.; Lavoie, J.; Lachance, I.; Pouliot, F., 2006. Impact de la séparation fèces-urine sous caillebotis sur la qualité de l'air ambiant en porcherie. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 21-26. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2006/06Env/e04.pdf>

Berthiaume, P.; Bigras-Poulin, M.; Rousseau, A.N., 2005. Dynamic simulation model of nitrogen fluxes in pig housing and outdoor storage facilities. *Biosystems Engineering*, 92 (4): 453-467. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.008>

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebrete, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *INRA Productions Animales*, 21 (4): 345-359. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5598/79577/version/1/file/Prod_Anim_2008_4_04.pdf

Bottcher, R.W., 2001. An environmental nuisance: Odor concentrated and transported by dust. *Chemical Senses*, 26 (3): 327-331. <http://dx.doi.org/10.1093/chemse/26.3.327>

Bregendahl, K.; Sell, J.L.; Zimmerman, D.R., 2002. Effect of low-protein diets on growth performance and body composition of broiler chicks. *Poultry Science*, 81 (8): 1156-1167. <http://ps.oxfordjournals.org/content/81/8/1156.full.pdf>

Brignon, J.-M., 2003. Les effets environnementaux des particules. *Pollution Atmosphérique*, 177: 91-102.

Butterbach-Bahl, K.; Baggs, E.M.; Dannenmann, M.; Kiese, R.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368 (1621). <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>

Cambra-Lopez, M.; Aarnink, A.J.A.; Zhao, Y.; Calvet, S.; Torres, A.G., 2010. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*, 158 (1): 1-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.011>

Castillo, A.R.; Kebreab, E.; Beever, D.E.; France, J., 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9 (1): 1-32.

Chadwick, D.; Sommer, S.G.; Thorman, R.; Fanguero, D.; Cardenas, L.; Amon, B.; Misselbrook, T., 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 514-531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>

Chapin, A.; Rule, A.; Gibson, K.; Buckley, T.; Schwab, K., 2005. Airborne multidrug-resistant bacteria isolated from a concentrated swine feeding operation. *Environmental Health Perspectives*, 113 (2): 137-142. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.7473>

CITEPA, 2015. *Rapport national d'inventaire - Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Séries sectorielles et analyses étendues FORMAT SECTEN*, Avril 2015. Paris, France, 317 p.

Comifer, 2013. *Calcul de la fertilisation azotée : guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales : cultures annuelles et prairies* 159 p. http://www.comifer.asso.fr/images/publications/brochures/BROCHURE_AZOTE_20130705web.pdf

Corpen, 2003. *Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des*

déjections produites. Paris: Corpen, 44 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_rejet_porc.pdf

Corpen, 2006 *Les émissions d'ammoniac et de gaz azoté à effet de serre en agriculture*. Paris: Corpen, 99 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2006_10_ammoniac_gaz_azote.pdf

Davidson, C.I.; Phalen, R.F.; Solomon, P.A., 2005. Airborne particulate matter and human health: A review. *Aerosol Science and Technology*, 39 (8): 737-749. <http://dx.doi.org/10.1080/02786820500191348>

de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 317-344.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1405-1413. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1405>

Doreau, M.; Bamière, L.; Pellerin, S.; Lherm, M.; Benoit, M., 2014. Mitigation of enteric methane for French cattle: potential extent and cost of selected actions. *Animal Production Science*, 54 (9): 1417-1422. <http://dx.doi.org/10.1071/an14207>

Doreau, M.; Martin, C.; Eugene, M.; Popova, M.; Morgavi, D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. *INRA Productions Animales*, 24 (5): 461-474. https://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5941/82258/version/2/file/Prod_Anim_2011_24_5_5.pdf

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002>

Dourmad, J.Y.; Moset-Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2008. Modélisation dynamique de l'émission et de la concentration d'ammoniac dans un bâtiment d'engraissement de porcs. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 5-6/02/2008, 267-268.

Dourmad, J.Y.; Moset-Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2012. A dynamic model of ammonia emission and concentration in fattening pig buildings. *International symposium on Emission of Gas and Dust from Livestock*. Saint-Malo, 251. <https://colloque4.inra.fr/emili2012/Oral-presentations/>

Eckard, R.J.; Grainger, C.; de Klein, C.A.M., 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*, 130 (1-3): 47-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2010.02.010>

Edouard, N.; Charpiot, A.; Hassouna, M.; Faverdin, P.; Robin, P.; Dollé, J.B., 2012. Ammonia and greenhouse gases emissions from dairy cattle buildings: slurry vs. farm yard manure management systems. *EMILI International Symposium on emissions of gas and dust from livestock*. Saint Malo, France: 10-13 June. RMT Elevages et Environnement, Rennes, 122-125.

Edouard, N.; Charpiot, A.; Robin, P.; Lorinquer, E.; Dollé, J.B.; Faverdin, P., 2013. Nitrogen supplies and manure handling improve feed efficiency and reduce emissions in dairy cattle. *64th Annual Meeting of the European Association for Animal Production*. Nantes, France, Session 52. Feed efficiency in ruminants, p.580. http://old.eaap.org/Previous_Annual_Meetings/2013Nantes/Papers/Published/S52_08.pdf

Edouard, N.; Hassouna, M.; Robin, P.; Faverdin, P., 2016. Low degradable protein supply to increase nitrogen efficiency in lactating dairy cows and reduce environmental impacts at barn level. *Animal*, 10 (2): 212-20. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731115002050>

EEA, 2015. *Air quality in Europe — 2015 report*, 57 p.

EMEP/EAAP, 2013. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, technical guidance to prepare national emission inventories*. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 23 p. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013/#>

Eriksen, J.; Askegaard, M.; Soegaard, K., 2008. Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotations: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. *Soil Use and Management*, 24 (4): 373-382. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00178.x>

Erismann, J.W.; Schaap, M., 2004. The need for ammonia abatement with respect to secondary PM reductions in Europe. *Environmental Pollution*, 129 (1): 159-163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2003.08.042>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T., 2006. *Flux de gaz à effet de serre (CH₄ et N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales: synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données*. Paris: ADEME, Rapport final Etude ADEME/Cemagref, 79 p. + annexes. http://beline.homelinux.net/IMG/pdf/Etude_ADEME_BDgaz2006.pdf

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Gac, A.; Manneville, V.; Raison, C.; Charroin, T.; Ferrand, M., 2010. L'empreinte carbone des élevages d'herbivores : présentation de la méthodologie d'évaluation appliquée à des élevages spécialisés lait et viande. *Rencontres Recherches Ruminants*, 335-342. http://www.journees3r.fr/IMG/pdf/2010_11_01_Gac.pdf

Gérault, P.; Dewitte, J.D.; Jourden, L., 2003. Les affections respiratoires des aviculteurs et porchers en élevage intensif. *Sciences et Techniques Avicoles*, 42: 15-21.

Gerber, P.J.; Vellinga, T.; Opio, C.; Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>

Grantz, D.A.; Garner, J.H.B.; Johnson, D.W., 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29 (2-3): 213-239. [http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120\(02\)00181-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00181-2)

Graux, A.I.; Lardy, R.; Manneville, V.; Carrère, P., 2013. Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ? *Fourrages*, (214): 149-158. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1957>

Griffing, E.M.; Overcash, M.; Westerman, P., 2007. A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. *Biosystems Engineering*, 97 (3): 295-312. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.02.012>

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2006. *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*: GIEC. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol4.html>

Guinand, N., 2000. Influence de la vidange des préfossees sur l'émission d'ammoniac et d'odeurs par les porcheries d'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/2000: 2000, 83-88.

Guinand, N.; Granier, R., 2001. Comparaison caillebotis partiel et caillebotis intégral en engraissement. Effets sur les performances zootechniques et sur l'émission d'ammoniac. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 30/01-01/02/2001, 31-36.

Guinand, N.; Quiniou, N.; Courboulay, V., 2010. Emissions comparées d'ammoniac et de gaz à effet de serre par des porcs charcutiers élevés au froid sur caillebotis partiel ou à la thermoneutralité sur caillebotis intégral. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 2-3/02/2010, 277-300.

Haas, G.; Wetterich, F.; Kopke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 43-53. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00160-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00160-2)

Hassouna, M.; Robin, P.; Texier, C.; Ramonet, Y., 2005. NH₃, N₂O and CH₄ emission factors from pig-on-litter systems. *Proceedings of the International Workshop on Green Pork Production*. Paris. Inra, 121-122.

Hassouna, M.; Robin, P.I.; Charpiot, A.; Edouard, N.; Méda, B., 2013. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. *Biosystems Engineering*, 114 (3): 318-326. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.12.011>

- Hoeksma, P.; Verdoes, N.; Oosthoek, J.; Voermans, J.A.M., 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculated liquid. *Livestock Production Science*, 31 (1-2): 121-132. [http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226\(92\)90060-H](http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226(92)90060-H)
- Homidan, A.A.; Robertson, J.F.; Petchey, A.M., 2003. Review of the effect of ammonia and dust concentrations on broiler performance. *Worlds Poultry Science Journal*, 59 (3): 340-349. <http://dx.doi.org/10.1079/wps20030021>
- Hristov, A.N.; Oh, J.; Firkins, J.L.; Dijkstra, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Makkar, H.P.S.; Adesogan, A.T.; Yang, W.; Lee, C.; Gerber, P.J.; Henderson, B.; Tricarico, J.M., 2013. Special Topics-Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science*, 91 (11): 5045-5069. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2013-6583>
- Hunter, H.; Lafond, G.; Lemke, R.; Lupwayi, N., 2006. The impact of grain legumes in No-Till cropping systems on nitrous oxide emissions. *6th Annual Canadian Pulse Research Workshop*. Saskatoon, 1-3 November 2006, Poster.
- Jensen, E.S.; Peoples, M.B.; Boddey, R.M.; Gresshoff, P.M.; Hauggaard-Nielsen, H.; Alves, B.J.R.; Morrison, M.J., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (2): 329-364. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0056-7>
- Klevenhusen, F.; Kreuzer, M.; Soliva, C.R., 2011. Enteric and manure-derived methane and nitrogen emissions as well as metabolic energy losses in cows fed balanced diets based on maize, barley or grass hay. *Animal*, 5 (3): 450-461. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110001795>
- Koerkamp, P., 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 59 (2): 73-87. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1994.1065>
- Koerkamp, P.; Metz, J.H.M.; Uenk, G.H.; Phillips, V.R.; Holden, M.R.; Sneath, R.W.; Short, J.L.; White, R.P.; Hartung, J.; Seedorf, J.; Schroder, M.; Linkert, K.H.; Pedersen, S.; Takai, H.; Johnsen, J.O.; Wathes, C.M., 1998. Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70 (1): 79-95. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1998.0275>
- Kristensen, H.H.; Wathes, C.M., 2000. Ammonia and poultry welfare: a review. *Worlds Poultry Science Journal*, 56 (03): 235-245. <http://dx.doi.org/10.1079/WPS20000018>
- Landrain, B.; Ramonet, Y.; Quillien, J.P.; Robin, P., 2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en « V » en préfosse dans une porcherie d'engraissement sur caillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 259-264.
- Laubach, J.; Heubeck, S.; Pratt, C.; Woodward, K.B.; Guieysse, B.; van der Weerden, T.J.; Chung, M.L.; Shilton, A.N.; Craggs, R.J., 2015. Review of greenhouse gas emissions from the storage and land application of farm dairy effluent. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 58 (2): 203-233. <http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2015.1011284>
- Ledgard, S.; Schils, R.; Eriksen, J.; Luo, J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48 (2): 209-226.
- Loyon, L.; Burton, C.H.; Misselbrook, T.; Webb, J.; Philippe, F.X.; Aguilar, M.; Doreau, M.; Hassouna, M.; Veldkamp, T.; Dourmad, J.Y.; Bonmati, A.; Grimm, E.; Sommer, S.G., 2016. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, 166: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.046>
- Luo, J.; de Klein, C.A.M.; Ledgard, S.F.; Saggar, S., 2010. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 136 (3-4): 282-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.003>
- Magdelaine, P., 2015. Panorama des productions de volailles alternatives dans l'UE. *Assemblée Générale du SYNALAF*. Saint-Malo: 25 juin 2015.
- Martin, C.; Morgavi, D.; Doreau, M.; Jouany, J.P., 2006. Comment réduire la production de méthane chez les ruminants ? *Fourrages*, 187: 283-300. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1626>

Martin, E.; Mathias, E., 2013. *Analyse du potentiel de 10 actions de réduction des émissions d'ammoniac des élevages français aux horizons 2020 et 2030 – Synthèse*. Angers: ADEME, 14 p.

Massabie, P.; Granier, R.; Larrère, V., 2006. Densité et température ambiante : incidence sur les performances du porc à l'engrais. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 407-414.

Massabie, P.; Ramonet, Y., 2007. Les bâtiments de porcs en France : état des lieux. *Tech Porc*, 20 (5): 5-11.

McCaughy, W.P.; Wittenberg, K.; Corrigan, D., 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Canadian Journal of Animal Science*, 79 (2): 221-226. [http://www1.foragebeef.ca/\\$foragebeef/frgebeef.nsf/e5ae854df3230ce787256a3300724e1d/30242e114ec84f8487257162006b48b0/\\$FILE/ccbpasturetype.pdf](http://www1.foragebeef.ca/$foragebeef/frgebeef.nsf/e5ae854df3230ce787256a3300724e1d/30242e114ec84f8487257162006b48b0/$FILE/ccbpasturetype.pdf)

Méda, B.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Dourmad, J.Y., 2011. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *Worlds Poultry Science Journal*, 67 (3): 441-455. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933911000493>

Meda, B.; Hassouna, M.; Lecomte, M.; Germain, K.; Dourmad, J.Y.; Robin, P., 2015. Influence of season and outdoor run characteristics on excretion behaviour of organic broilers and gaseous emissions. *Biosystems Engineering*, 139: 35-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.08.001>

Misselbrook, T.H.; Van der Weerden, T.J.; Pain, B.F.; Jarvis, S.C.; Chambers, B.J.; Smith, K.A.; Phillips, V.R.; Demmers, T.G.M., 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*, 34 (6): 871-880. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(99\)00350-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00350-7)

Mosnier, E.; van der Werf, H.M.G.; Boissy, J.; Dourmad, J.Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal*, 5 (12): 1972-1983. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731111001078>

Nguyen, T.T.H.; Doreau, M.; Eugene, M.; Corson, M.S.; Garcia-Launay, F.; Chesneau, G.; van der Werf, H.M.G., 2013. Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal*, 7 (5): 860-869. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002200>

Nguyen, T.T.H.; van der Werf, H.M.G.; Eugene, M.; Veyssset, P.; Devun, J.; Chesneau, G.; Doreau, M., 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145 (1-3): 239-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>

Ni, J.Q., 1999. Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: a review. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72 (1): 1-17. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1998.0342>

Nitschelm, L.; Aubin, J.; Corson, M.S.; Viaud, V.; Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112 (O (International Organization for Standardization), 2006, ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework): 2472-2484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>

Oenema, O.; Wrage, N.; Velthof, G.L.; van Groenigen, J.W.; Dolfing, J.; Kuikman, P.J., 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72 (1): 51-65. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-004-7354-2>

Ogink, N.W.M.; Mosquera, J.; Calvet, S.; Zhang, G., 2013. Methods for measuring gas emissions from naturally ventilated livestock buildings: Developments over the last decade and perspectives for improvement. *Biosystems Engineering*, 116 (3): 297-308. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S153751101200178X>

Owen, J.J.; Silver, W.L., 2015. Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of field-based studies. *Global Change Biology*, 21 (2): 550-565. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12687>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.A.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021), 92 p.* <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veyssset, P., 2012a. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012b. *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibre. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*. Paris: INRA, 68 p.

Philippe, F.X.; Cabaraux, J.F.; Nicks, B., 2011. Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 245-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.012>

Phillips, V.R.; Lee, D.S.; Scholtens, R.; Garland, J.A.; Sneath, R.W., 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2: Monitoring flux rates, concentrations and airflow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78 (1): 1-14. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.2000.0618>

Phillips, V.R.; Scholtens, R.; Lee, D.S.; Garland, J.A.; Sneath, R.W., 2000. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, part 1: Assessment of basic approaches. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 77 (4): 355-364. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.2000.0613>

Place, S.E.; Mitloehner, F.M., 2010. Invited review: Contemporary environmental issues: A review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency. *Journal of Dairy Science*, 93 (8): 3407-3416. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2009-2719>

Pope, C.A.; Dockery, D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56 (6): 709-742. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>

Portejoie, S.; Dourmad, J.Y.; Martinez, J.; Lebreton, Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91 (1-2): 45-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.06.013>

Portejoie, S.; Martinez, J.; Landmann, G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*, 15 (3): 151-160. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3883/40092/version/1/file/Prod_Anim_2002_15_3_01.pdf

Quiniou, N.; Dubois, S.; Noblet, J., 1995. Effect of dietary crude protein level on protein and energy balances in growing pigs - comparison of 2 measurement methods. *Livestock Production Science*, 41 (1): 51-61. [http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226\(94\)00030-b](http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226(94)00030-b)

Ramonet, Y.; Guivarch, C.; Landrain, B.; Robin, P.; Amrane, A.; Ochoa, J.C., 2007. Evacuer fréquemment les lisiers des porcheries avec les techniques du lisier frais. *Techni-Porc*, 30 (2): 31-40.

Rees, R.M.; Baddeley, J.A.; Bhogal, A.; Ball, B.C.; Chadwick, D.R.; Macleod, M.; Lilly, A.; Pappa, V.A.; Thorman, R.E.; Watson, C.A.; Williams, J.R., 2013. Nitrous oxide mitigation in UK agriculture. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59 (1): 3-15. <http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2012.733869>

Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad, J.Y., 2010. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: Effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4 (8): 1413-1424. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110000509>

Rigolot, C.; Meda, B.; Espagnol, S.; Trochet, T.; Dourmad, J.Y., 2009. Analyses de cycle de vie de 5 systèmes porcins avec différentes hypothèses de comptabilisation des impacts. *41èmes Journées de la Recherche Porcine*. Paris, 281-282.

Rossini Almeida, J.G.; Lorinquer, E.; Mosquera, J.; Edouard, N., 2016. Meta-analysis of ammonia emissions from cattle houses. *in prep*.

Schils, R.L.M.; Eriksen, J.; Ledgard, S.F.; Vellinga, T.V.; Kuikman, P.J.; Luo, J.; Petersen, S.O.; Velthof, G.L., 2013. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. *Animal*, 7: 29-40. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111100187x>

- Séguin, V.; Garon, D.; Lemauiel-Lavenant, S.; Gallard, Y.; Ourry, A., 2011. Comment améliorer la qualité sanitaire des fourrages pour réduire les pathologies respiratoires équine ? *Fourrages*, 207: 181-188. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1847>
- Shan, J.; Yan, X.Y., 2013. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. *Atmospheric Environment*, 71: 170-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.009>
- Sheppard, S.C.; De Jong, R.; Sheppard, M.I.; Bittman, S.; Beaulieu, M.S., 2007. Estimation of ammonia emission episodes for a national inventory using a farmer survey and probable number of field working days. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (3): 301-313. <http://dx.doi.org/10.4141/CJSS06003>
- Smith, K.A.; Bouwman, L.; Braatz, B., 1999. N₂O: Direct emissions from agricultural soils. *Background paper for IPCC Workshop on Good Practice in Inventory Preparation: Agricultural sources of methane and nitrous oxide*, 361-380. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpq-bgp.html>
- Smith, P.; Bustamante, M.; Ahammad, H.; Clark, H.; Dong, H.; Elsiddig, E.; Haberl, H.; Harper, R.; House, J.; Jafari, M.; Masera, O.; Mbow, C.; Ravindranath, H.; Rice, C.W.; Robledo Abad, C.; Romanovskaya, A.; Sperling, F.; Tubiello, F., 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Farahani, E.; Kadner, S.; Seyboth, K.; Adler, A.; Baum, I.; Brunner, S.; Eickemeier, P.; B. Kriemann; Savolainen, J.; Schlömer, S.; Stechow, C.v.; Zwickel, T.; Minx, J.C., eds. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 811-922. https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_chapter11.pdf
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- Stehfest, E.; Bouwman, L., 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (3): 207-228. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>
- Tan, Z.C.; Zhang, Y.H., 2004. A review of effects and control methods of particulate matter in animal indoor environments. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54 (7): 845-854. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2004.10470950>
- Tzanis, C.; Varotsos, C.; Ferm, M.; Christodoulakis, J.; Assimakopoulos, M.N.; Efthymiou, C., 2009. Nitric acid and particulate matter measurements at Athens, Greece, in connection with corrosion studies. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9 (21): 8309-8316. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-9-8309-2009>
- Union Européenne, 1999. Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999, relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant *Journal Officiel n°L163 du 29/06/1999 p. 0041 - 0060*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=OJ:L:1999:163:TOC>
- van Dorland, H.A.; Wettstein, H.R.; Leuenberger, H.; Kreuzer, M., 2007. Effect of supplementation of fresh and ensiled clovers to ryegrass on nitrogen loss and methane emission of dairy cows. *Livestock Science*, 111 (1-2): 57-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2006.11.015>
- van Kessel, C.; Venterea, R.; Six, J.; Adviento-Borbe, M.A.; Linnquist, B.; van Groenigen, K.J., 2013. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 19 (1): 33-44. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>
- Venterea, R.T.; Halvorson, A.D.; Kitchen, N.; Liebig, M.A.; Cavigelli, M.A.; Del Grosso, S.J.; Motavalli, P.P.; Nelson, K.A.; Spokas, K.A.; Singh, B.P.; Stewart, C.E.; Ranaivoson, A.; Strock, J.; Collins, H., 2012. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (10): 562-570. <http://dx.doi.org/10.1890/120062>
- Vertès, F.; Simon, J.C.; Laurent, F.; Besnard, A., 2008. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192: 423-440. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1678>

- Viegas, S.; Faisca, V.M.; Dias, H.; Clerigo, A.; Carolino, E.; Viegas, C., 2013. Occupational Exposure to Poultry Dust and Effects on the Respiratory System in Workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues*, 76 (4-5): 230-239. <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2013.757199>
- Voermans, J.A.M.; van Poppel, F., 1993. Scraper systems in pig houses. *International Livestock Environmental Symposium*: 651-656.
- Webb, J.; Sommer, S.G.; Kupper, T.; Groenestein, K.; Hutchings, N.J.; Eurich-Menden, B.; Rodhe, L.; Misselbrook, T.H.; Amon, B., 2012. Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane During the Management of Solid Manures. In: Lichtfouse, E., ed. *Agroecology and Strategies for Climate Change*. Dordrecht: Springer Netherlands, 67-107. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-1905-7_4
- Whyte, R.T., 1993. Aerial pollutants and the health of poultry farmers. *Worlds Poultry Science Journal*, 49 (02): 139-156. <http://dx.doi.org/10.1019/WPS19930012>
- Zhang, Y.; Wu, S.Y.; Krishnan, S.; Wang, K.; Queen, A.; Aneja, V.P.; Arya, S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3218-3237. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.063>

4.2 L'élevage a des effets ambivalents sur les ressources en eau

4.2.1 Quantité d'eau

4.2.1.1 Éléments généraux (y compris les difficultés et choix méthodologiques)

La quantité d'eau douce consommée pour produire les animaux d'élevage et leurs produits est un sujet dont l'importance augmente avec la population mondiale, l'aridité de la région considérée et l'influence potentiel du changement climatique sur la pluviométrie. Plus de 35% de la population mondiale habite dans une région de stress hydrique (c.a.d. utilisation humaine de 40% de l'eau disponible) (World Water Assessment Programme, 2006) (Figure 4.1.1), et 70% des prélèvements d'eau douce au niveau mondiale en 2000 étaient pour l'agriculture (FAO *et al.*, 2006).

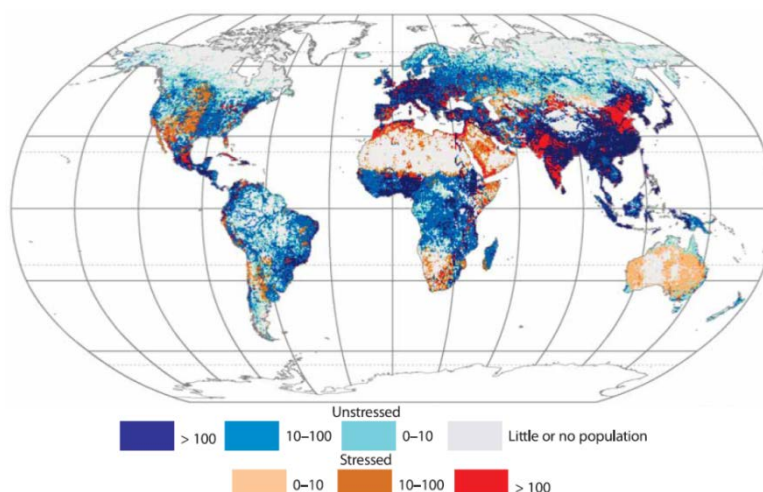


Figure 4.1.1 : Population mondiale (en milliers par cellule de 0,5°) habitant sans et avec stress hydrique (c.a.d. utilisation humaine de 40 % de l'eau disponible) (World Water Assessment Programme, 2006)

Les études sur la consommation d'eau sont souvent faites dans les pays avec des zones arides (par ex., l'Australie, les États-Unis), où elle reste un sujet à fort enjeu. La consommation d'eau pour produire les animaux d'élevage ou leurs produits inclue des activités au sein des exploitations (par ex., abreuvement, irrigation) mais aussi des activités en amont (par ex., production d'aliments ou d'engrais) et, selon les limites du système étudié, en aval (par ex., abattoirs, laiteries). L'eau consommée par les animaux d'élevage peut être divisée entre les eaux douces de surface et souterraines (« eau bleue ») et l'eau du sol, propice à la transpiration et l'évaporation (« eau verte »). Ces deux types d'eau déterminent largement la quantité de végétation qui est possible sur un site donné. Au niveau mondial, 15 % de l'eau évapotranspirée par l'agriculture (« eau verte ») est due aux cultures (mais pas pâturage ou fourrages) destinées à l'élevage (FAO *et al.*, 2006), et 90 % de l'eau consommée par l'élevage est de l'eau verte (Ran *et al.*, 2016). Finalement, « l'eau grise », la quantité d'eau qu'il faudrait rajouter à une eau polluée pour qu'elle devienne conforme aux normes environnementales, peut-être comptabilisée comme une consommation virtuelle d'eau.

Les méthodes d'évaluation de la consommation d'eau se divisent en trois grandes écoles de pensée : la productivité de l'eau (Ran *et al.*, 2016) l'empreinte eau (« water footprint ») (Hoekstra *et al.*, 2011) et l'analyse du

cycle de vie (ACV) (Ridoutt and Pfister, 2013). La première est le ratio entre les bénéfices (production, services...) tirées de la consommation et la quantité d'eau consommée, souvent à des échelles supra-exploitation. La deuxième se focalise exclusivement sur la consommation d'eau, tandis que la troisième comptabilise la consommation d'eau parmi plusieurs autres indicateurs d'impact environnemental. Pour un/e même espèce ou produit animal/e, l'écart entre les estimations des trois méthodes est souvent grand à cause des différences dans les limites du système pris en compte. La productivité de l'eau prend en compte les eaux bleue et verte mais normalement de façon agrégée, qui rend difficile la possibilité de les présenter séparément. L'empreinte eau inclue tous les trois types d'eaux, quel que soit leurs devenir après utilisation par les animaux. Par contre, l'ACV a tendance à inclure exclusivement l'eau bleue dans cet indicateur et de pondérer sa consommation par des indices de stress hydrique locale pour caractériser un impact environnemental, exprimé en volumes d'équivalent-eau (Pfister *et al.*, 2009). Certaines études ACV excluent aussi de la consommation l'eau qui retourne au sol dans le même bassin versant (par ex., dans l'urine). L'ACV suit cette approche en partie puisque les autres types d'eau sont généralement compris dans d'autres indicateurs d'impact : l'eau verte dans « occupation de surface » et l'eau grise dans « eutrophisation ». Aussi, la consommation d'eau verte contribue moins à la rareté en eau que la consommation d'eau bleue (Huang *et al.*, 2014).

4.2.1.2 Estimation de la consommation d'eau associée à l'élevage

Pour un même animal/produit, l'estimation de la consommation d'eau est ramenée à des unités différentes selon l'étude (par ex., pour la chair : par kilocalorie ou par kg de poids vif, de carcasse, ou de viande découpée ; pour le lait : par kg de lait cru, corrigé en matière grasse et en protéine (LCMP), ou corrigé en énergie (LCE)), ce qui complexifie la comparaison des études. De plus, chaque unité risque de classer des animaux/produits différemment des autres, rendant l'interprétation plus difficile. Certaines études ont modifié les limites d'une méthode ou l'autre pour peaufiner les résultats. Par exemple, une étude de productivité de l'eau (Deutsch *et al.*, 2010) a exclu l'eau verte pour l'herbe pâturée pour prendre en compte les services écosystémiques fournis par le pâturage. En contraste, une étude ACV (De Boer *et al.*, 2013) a inclus l'eau verte, mais seulement le changement dans sa disponibilité lié au changement en l'utilisation des terres (par ex. de la forêt au pâturage). La prise en compte de l'eau verte permet l'évaluation des compromis entre sa consommation pour le pâturage et d'autres consommations concurrentes (par ex. pour les biocarburants, les services écosystémiques), et aussi son influence sur la consommation de l'eau bleue, mais il n'y a pas de consensus sur comment la faire de façon précise (Ran *et al.*, 2016). Même avec ces peaufinements, cette dichotomie en approche reste une faiblesse pour l'évaluation de la consommation d'eau à l'heure actuelle. La norme ISO récente sur ce sujet (ISO, 2015), qui peut améliorer cette situation, utilise le terme « empreinte eau » mais suit l'approche de l'ACV (c.a.d., l'eau bleue seulement, exprimée en litres équivalents). Cette approche de la norme ISO, qui se focalise sur l'eau bleue et prend en compte la disponibilité en eau du bassin versant local, semble la plus appropriée pour l'élevage actuellement.

À cause de ces différences en approche, mais aussi de différences en climat et en pratiques d'élevage, les estimations de la consommation d'eau pour produire des animaux d'élevage ou leurs produits varient énormément, même pour un même animal/produit (Tableau 1). En litres bruts, les estimations de consommations varient de 27 à 53 200 L par kg de carcasse/viande de bœuf, 136 à 10 412 L par kg de carcasse/viande de mouton, 4 856 à 5 988 L par kg de viande de porc, 3 918 à 4 325 L par kg de viande de poulet, 105 à 3 340 L par kg d'œufs, 66 à 3 381 L par litre de lait/LCMP/LCE, et 4 914 à 5 060 L par kg de fromage. En litres équivalents de l'eau bleue (la norme ISO), les gammes d'estimations sont plus petites : 0,22 à 520 L éq. par kg de viande/poids vif de bœuf, 0,10 à 36 L éq. par kg de viande/poids vif de mouton, et 0,01 à 461 L éq. par litre de lait/LCMP. Avec la prise en compte de la disponibilité en eau locale, les consommations en litres équivalents en zones arides s'avèrent plus grandes. Parmi les études recensées, les ruminants ont généralement des consommations d'eau

par kg plus grandes que celles des monogastriques, surtout si l'eau verte est prise en compte (par ex. fourrage ingéré dans des systèmes de pâturage extensifs). Parmi les monogastriques, ce sont les animaux qui mangent plus d'aliments pendant leurs vies (par ex., croissance lente, indice de consommation élevé (kg d'aliments pour produire 1 kg d'animal)) qui consomment plus d'eau (Corson and Doreau, 2013).

L'élevage consomme de l'eau directement sur les exploitations et indirectement via la production d'aliments en amont et la transformation de produits animaux en aval. Les ruminants ont tendance de consommer plus d'eau par kg que les monogastriques, en lien avec leur plus grandes indices de consommation et durées de vie, mais la méthodologie choisie pour évaluer la consommation d'eau peut influencer le classement des résultats par espèce et par système de production. La consommation d'eau bleue peut être diminuée en favorisant des cultures non irriguées (ou moins irriguées) pour l'alimentation de bétail et, pour les ruminants, en favorisant le pâturage. Augmenter le taux de croissance ou diminuer l'indice de consommation des animaux serait aussi une voie d'amélioration, qui favoriserait plutôt les systèmes de production intensifs.

4.2.2 Qualité de l'eau

4.2.2.1 Éléments généraux

Les atteintes à la qualité de l'eau sont emblématiques des conséquences environnementales de l'élevage. Elles cumulent les effets directs liés à la gestion des effluents d'élevage comme les effets indirects de la production des cultures qui nourrissent les élevages. En Europe, un accent particulier a été mis sur la charge en nutriments des eaux (principalement azote et phosphore) à cause de leur effet sur les écosystèmes aquatiques, mais aussi parce qu'ils tracent potentiellement la présence d'autres polluants associés à l'élevage, comme les résidus de pesticides et produits vétérinaires ou d'éléments métalliques comme le cuivre et le zinc (Dourmad and Jondreville, 2007).

L'excès de nutriments dans les eaux induit le phénomène d'eutrophisation, que l'on peut définir comme un développement excessif de biomasse (végétale ou microbienne) pouvant conduire à une asphyxie du milieu. Il faut distinguer l'eutrophisation des eaux douces et l'eutrophisation des eaux côtières.

Dans les eaux douces courantes, l'apparition des phénomènes d'eutrophisation est déterminée par la combinaison des apports en nutriments et des caractéristiques physiques et morphologiques des cours d'eaux alors qu'elle est principalement sous la dépendance des flux de nutriments dans les lacs et les eaux stagnantes (Smith, 2003). Dans les zones de courant et de faible profondeur, l'eutrophisation se traduit par une augmentation de la production de phytoplancton et/ou d'algues filamenteuses et parfois de cyanobactéries. En Europe, les eaux de surface étant le plus souvent chargées en azote, c'est le phosphore qui est l'élément limitant pour la production de biomasse végétale. Cette affirmation a néanmoins des exceptions, comme le Lac Léman ou le Lac de Constance (Durand *et al.*, 2011), ainsi que quelques cours d'eaux particuliers. Dans les bassins versants agricoles européens cette affirmation se vérifie le plus souvent.

Dans les eaux côtières, l'apparition des phénomènes d'eutrophisation est aussi dépendante des caractéristiques physiques : profondeur, courantologie, température. En zone abritée, les courants sont faibles et les conditions d'éclairement, de temps de séjour et de température nécessaires au développement des algues et végétaux aquatiques sont plus facilement réunies. En milieu côtier, le phénomène d'eutrophisation peut se traduire par une augmentation de la turbidité de l'eau, l'apparition de mousse en surface, par la diminution de l'oxygène dissous, accompagnée de la libération de gaz odorant (H₂S par exemple), ainsi que la prolifération de macrophytes opportunistes (des genres *Enteromorpha* et *Ulva* par exemple). Ces proliférations peuvent induire une mortalité

importantes espèces marines. En Bretagne, le phénomène des marées vertes est un signe de cette eutrophisation des milieux. Dans les zones côtières de l'Atlantique, les sédiments sont particulièrement chargés en phosphore notamment d'origine anthropique. C'est donc l'azote qui devient le facteur limitant, et donc son apport dans le milieu qui est le déclencheur du phénomène d'eutrophisation (Crouzet *et al.*, 1999). C'est pour cette raison que les concentrations en nitrates sont particulièrement surveillées dans les fleuves côtiers. Les apports d'azote dans les milieux aquatiques sont considérés comme ayant un rôle prépondérant dans les phénomènes d'eutrophisation partout dans le monde (Howarth, 2008).

4.2.2.2 Émissions liées à la gestion du cheptel

Dans les pays industrialisés, la majorité des études sur les flux de nutriments ont montré que l'agriculture est la première source de nutriments dans les eaux de surfaces. Elle représente environ 60% des fuites en azote et environ 30% des fuites en phosphore vers les milieux aquatiques (Thieu *et al.*, 2012). Ces flux d'azote et de phosphore dans les cours d'eau sont principalement les conséquences de pollutions diffuses (Carpenter *et al.*, 1998), conséquences des pratiques de fertilisation des cultures par des engrais minéraux ou des amendements organiques issus des élevages. Chevassus-au-Louis *et al.* signalent qu'en France, les différentes politiques de contrôles environnementaux ont conduit à une diminution drastique des sources ponctuelles de pollution, notamment celles liées aux pertes lors du stockage des effluents ou dans les bâtiments (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2012). Certaines études de cas identifient néanmoins des pratiques d'élevage comme sources ponctuelles de pertes azotées : aires d'exercices, zones d'abreuvement ou d'affouragement, pâturage sur pentes fortes ou sols imperméables, retournements de prairies mal gérés (Peyraud *et al.*, 2014).

Différents auteurs montrent que ce sont dans les zones à fortes densités animales que les transferts d'azote et de phosphore sont les plus importantes (Carpenter *et al.*, 1998; Sutton *et al.*, 2011). Des cartes, généralement issues de modélisation hydrologiques permettent de visualiser les zones d'émission majeures et corroborent cette affirmation (Bouraoui *et al.*, 2009), avec un lien fort entre les grandes zones de production animale et les quantités d'azote et phosphore émises dans les cours d'eau (Figure 4.4.2). Pour l'azote, mobile les transferts vers l'eau sont plus rapides que pour le phosphore où on assiste à une augmentation de la concentration dans les sols et mobilisation décalée dans le temps (Dupas *et al.*, 2015).

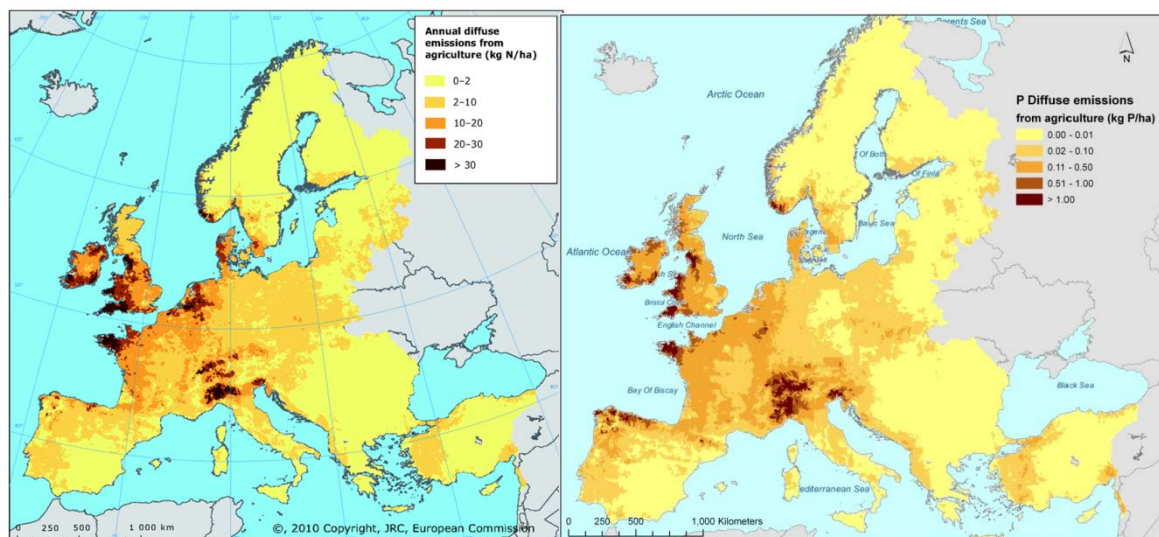


Figure 4.4.2 : Emissions annuelles diffuses d'azote (gauche) et phosphore (droite) d'origine agricole en eau douce (kg N (P) / ha desurface totale) en 2000 (Bouraoui *et al.*, 2009).

A l'échelle de l'animal ou du troupeau, le facteur majeur qui explique le niveau du bilan est la capacité des animaux à valoriser les ressources alimentaires qui lui sont fournies et par voie de conséquence à limiter les pertes. Il est possible d'exprimer cette capacité de rétention au travers d'indicateurs comme le Nutrient Use Efficiency proposé par Gerber *et al.* (Gerber *et al.*, 2014). Ces auteurs montrent que les nutriments sont faiblement retenus pas les animaux (Tableau 1), en particulier par les bovins, et qu'il existe de très grandes disparités au niveau mondial, suivant les espèces et les modes de conduite. Une amélioration de cet indicateur avec une approche relative a été proposée récemment (Godinot *et al.*, 2014).

Il faut noter que les élevages européens sont parmi les plus efficaces de la planète (Fig. 4.2.3) et donc parmi les moins polluants par tête d'animal (Herrero *et al.*, 2015). Il faut donc se méfier de l'application au cadre européen des généralités dressées sur l'élevage à l'échelle mondiale.

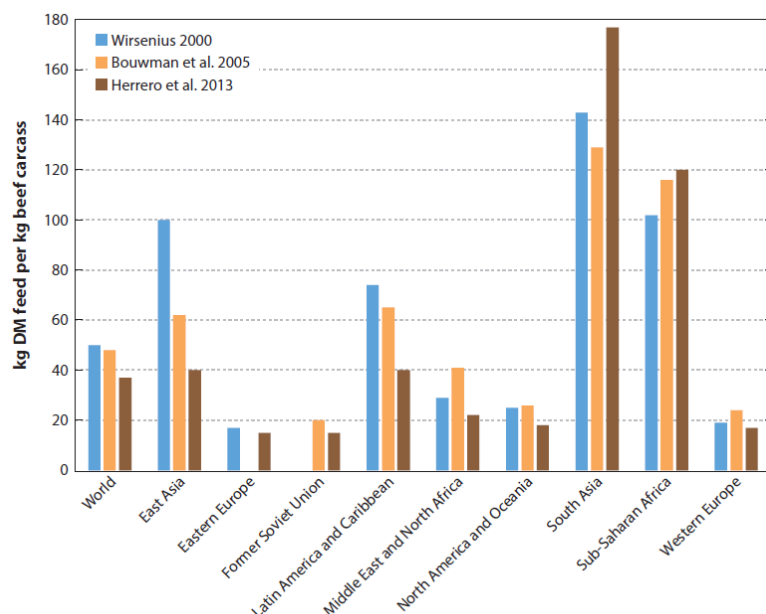


Figure 4.2.3 : Comparaison d'estimations de l'efficacité alimentaire des bovins (en kg de matières sèches – DM- d'aliment, par kg de carcasse) dans les études de (Bouwman *et al.*, 2005 ; Herrero *et al.*, 2013 ; Wirsenius, 2000). Les valeurs se réfèrent à l'agrégation de l'efficacité d'élevage de bovins viande et des taureaux d'élevages laitiers.

4.2.2.3 Émissions liées à la gestion des effluents et des surfaces (échelles exploitation et territoire)

Les nutriments

C'est au travers du bilan entre les apports en nutriments et les exportations au niveau des exploitations agricoles que sont calculés les excédents et donc les sources potentielles de pollutions des eaux. Cette approche n'est pas simple à mener car elle doit prendre en compte les flux entre les différents compartiments de l'exploitation, notamment dans le cas des élevages associés aux cultures (Godinot *et al.*, 2015). Bouvarel et al. proposent un schéma où sont représentées les différentes sources de nutriments apportés à l'exploitation et les différentes sorties à chaque étape du cycle de recyclage au sein des exploitations d'élevage (Bouvarel *et al.*, 2010). Les grandes pistes d'amélioration pour réduire les pertes y sont présentées (Fig. 4.2.4).

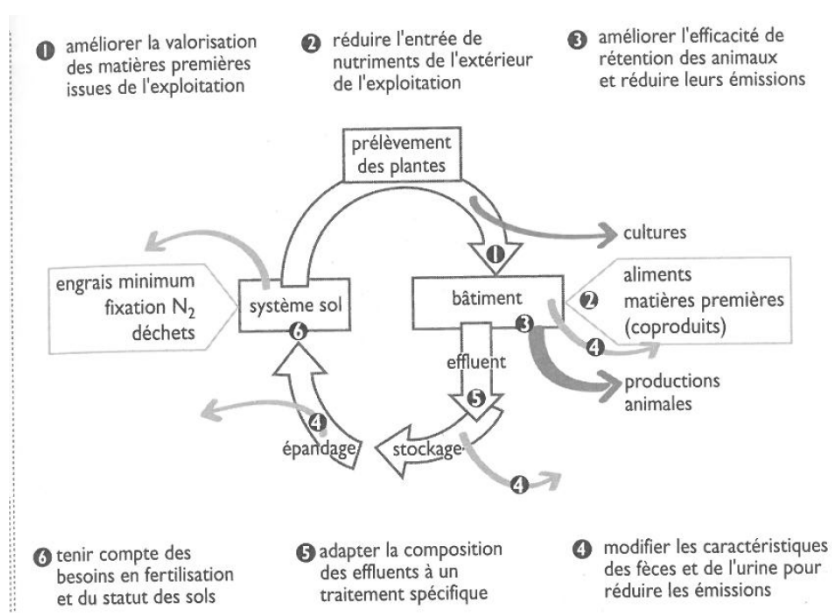


Figure 4.2.4 : Pertes de nutriments et voies d'amélioration dans les systèmes d'élevage, d'après (Bouvarel *et al.*, 2010)

Un des principaux facteurs est la gestion des effluents et le devenir des nutriments dans les parcelles cultivées et les bassins versants.

Il est possible de faire un rapprochement entre les quantités de nutriments apportées par les amendements organiques d'origine animale et les fuites vers les cours d'eau, comme le suggère le tableau 2 (FAO *et al.*, 2006).

L'étude Green Dairy (Pflimlin *et al.*, 2006) qui a porté sur les élevages laitiers de l'arc Atlantique, montre clairement que les bilans d'azote à l'hectare, et donc les risques de fuites, s'accroissent avec le chargement animal et la quantité de lait produite à l'hectare, quel que soit le facteur moteur : productivité des surfaces via la fertilisation azotée ou augmentation de la production par vache grâce à des apports élevés de concentrés (Fig.5). En Europe, c'est bien la pression de la production animale par hectare qui est le facteur qui explique le niveau de risque d'eutrophisation. En particulier, l'application répétée d'effluents animaux qui sont limités par leur rapport N/P (4:1 à 5:1) qui est différent de celui des cultures (6:1 à 8:1), favorise l'accumulation de phosphore dans les sols. La même remarque s'applique aux produits compostés, dont le rapport N/P est faible car le compostage élimine de l'azote par voie gazeuse (Peyraud *et al.*, 2014). Associées aux élevages bovins et ovins, Les exploitations ayant une forte proportion de prairies permanentes minimisent le risque de lixiviation associé aux conduites culturales. Chez les bovins la concentration des lisiers en phosphore est moins élevée que chez les monogastriques (5,5 :1 à 6 :1 , valeurs utilisées en Suisse), et les besoins en azote plus faibles dans le cas des prairies comportant une part importante de légumineuses (fixatrices d'azote). Les moindres pertes s'expliquent aussi par un chargement animal à l'hectare souvent plus limité, par une utilisation plus efficace de l'azote sous pâturage et par l'absence de sols nus. Le développement des prairies dans l'assolement des exploitations laitières est généralement encouragé comme pratique permettant de réduire les fuites de nitrates dans les bassins versants à risque (Gascuel *et al.*, 2015). Ces pratiques sont aussi mises en avant, et une des bases de négociations dans le cadre de contractualisation pour la protection de captages d'eau potable. Un cas emblématique a été celui du captage de Vittel (Depres *et al.*, 2008).

Les matières organiques dissoutes

La quantité et la qualité des matières organiques dissoutes dans les cours d'eaux sont affectées de façon générale par l'agriculture. Ces matières tendent à avoir une composition de type microbien plus que végétal (pour les systèmes forestiers) et à présenter une augmentation notable en azote organique dissous (Graeber *et al.*, 2015) (différence entre la concentration en azote total et la concentration en azote minéral). L'effet d'interactions entre les apports de résidus de maïs et de lisier de porc, sur la quantité de carbone organique dissout émise dans l'eau, a pu être montré (Royer *et al.*, 2007). Ces matières organiques dissoutes présentent des rapports C:N bas.

Les apports d'amendements organiques induisent une rapide augmentation des matières organiques dissoutes dans les sols et du carbone organique extractible à l'eau. Mais cet effet est de courte durée (Chantigny, 2003) et essentiellement dû aux fractions solubles des amendements. Les effets du pâturage sont mal connus sur la dynamique des matières organiques extractibles à l'eau, de grandes variations spatiales dues aux dépôts des urines et fèces ont pu être montrées. Les concentrations de carbone organique dissous, d'azote organique dissous et de phosphore organique dissous augmentent respectivement de 30, 25 et 10 fois, consécutivement au dépôt des urines (Chantigny, 2003). Néanmoins une large partie des matières organiques dissoutes ne rejoignent pas les cours d'eau ou les nappes. Etant très biodégradables ces fractions sont rapidement utilisées par les micro-organismes des sols. De ce fait, des caractéristiques particulières des sols et les pratiques de gestion des sols, en particulier le drainage et le labour des parcelles, sont des facteurs importants pour les émissions des matières organiques dissoutes dans les cours d'eau. La compréhension des mécanismes de transformation et de diffusion des matières organiques dissoutes demande encore un effort important de recherche.

Au-delà du bilan, le transfert des nutriments est lié aux processus hydrologiques et biogéochimiques qui déterminent leur mobilisation et déposition dans les écosystèmes aquatiques et terrestres des bassins versants (Dupas *et al.*, 2015). Les transferts de composés phosphorés du sol vers les réseaux hydrologiques sont considérés comme majoritairement réalisés sous forme particulaire et donc dépendant des processus d'érosion (majoritaires) mais aussi liés au ruissellement et de façon plus réduite à la lixiviation. Le niveau de concentration de phosphore dans les eaux sera donc directement en lien avec le stock de phosphore dans les sols (qui est élevé en zones d'élevage), le type de sol, le climat et l'utilisation des sols, notamment la proportion de sol nu.

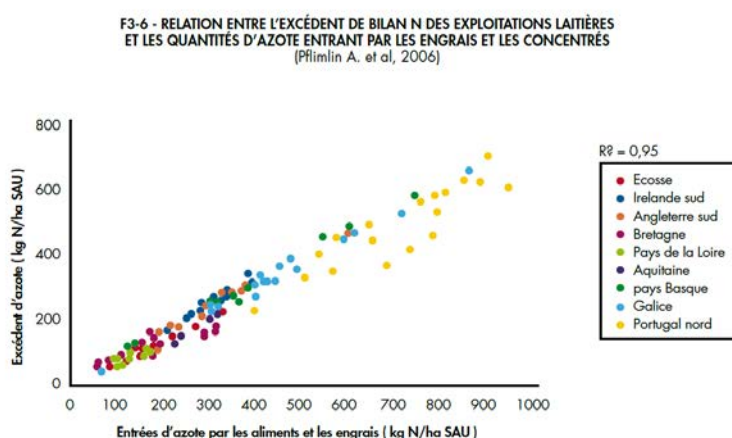


Figure 5 : Relation entre l'excédent de bilan N des exploitations laitières et les quantités d'azote entrant par les engrais et concentrés. Extrait de (Pflimlin *et al.*, 2006).

A l'opposé le transfert des composés azotés sera majoritairement dépendant des processus de lixiviation, puis de ruissellement plutôt que d'érosion. Là encore le type de sol et le climat auront un rôle prépondérant. De ce fait, les concentrations en azote et phosphore des cours d'eau dans les bassins versants agricoles ne sont pas seulement liées aux excédents du bilan, mais aussi aux caractéristiques biophysiques du milieu : climat, pentes, types de sols ; aux modes d'occupation des sols : densité animale, part des terres agricoles, part des prairies dans la SAU, présence d'espaces interstitiels (haies, bandes enherbées...) ; et aux modes de conduites (Durand *et al.*, 2015) : rotations culturales, périodes d'apports des amendements, conduite des pâturages...

L'ensemble de ces facteurs explique des variations importantes des concentrations en nutriments dans les cours d'eau, même dans les bassins versants ayant des pressions azotées et phosphorées similaires. Par exemple, le programme Green Dairy (Pflimlin *et al.*, 2006) a aussi pu montrer que les risques de transfert d'azote dans les systèmes fourragers britanniques et irlandais étaient bien inférieurs à ceux des systèmes fourragers français malgré des excédents de bilan azotés plus élevés, à cause de conditions climatiques plus favorables à la pousse de l'herbe et à des prairies de plus longue durée.

Associés aux élevages des ruminants, les prairies qu'elles soient pâturées ou fauchées, sont un aménagement favorable à la qualité de l'eau. Evitant les périodes de sols nus au cours de l'année, elles valorisent très bien les apports azotés issus des effluents ou des fertilisations minérales et donc limitent les fuites vers les milieux aquatiques. Au sein des bassins versants, les prairies sont un facteur de limitation de l'érosion. Elles sont souvent placées en bord de cours d'eau et jouent un rôle de tampon, vis-à-vis des fuites en nutriment des cultures vers les cours d'eau et les nappes. Les risques de lessivage peuvent néanmoins exister dans le cas d'apports en azote très élevés (250 kg/ha/an) ou de pâturage très intensif, au-delà d'équivalents 600 jours/ha/an (Farruggia, 2000).

La surcharge en nutriments des cours d'eaux ne se traduit pas de façon systématique en eutrophisation (en eau douce et en eau de mer). Il y a en effet des paramètres du contexte biogéochimique qui vont influencer le niveau de sensibilité du milieu à ce phénomène. Néanmoins, cette surcharge peut induire des modifications des biocénoses, notamment en induisant le passage d'une biodiversité particulière affiliée aux milieux oligotrophes vers une biodiversité plus commune affiliée aux milieux riches en nutriments (Durand *et al.*, 2011). A l'opposé, dans les milieux pauvres, des charges modérées en nutriments peuvent être favorables aux biocénoses en renforçant les chaînes trophiques naturelles.

4.2.2.4 Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage sur la qualité de l'eau

En intégrant les données de consommation de ressources et d'émission de polluants, l'ACV permet de dresser un diagnostic synthétique de l'impact environnemental de l'élevage. Elle utilise régulièrement une catégorie d'impact appelée eutrophisation (potentiel d'eutrophisation) dont la première version proposée par Heijungs *et al.* agrège le rôle de l'azote et du phosphore en se basant sur le rapport de Redfield qui définit les rapports C :N :P de la biomasse phytoplanctonique (Heijungs *et al.*, 1992 ; Redfield, 1963). Rapporté au kg de produit animal (tableau 3), il est possible de comparer les différentes espèces animales et les différentes pratiques d'élevage. Dans une revue, de Vries and de Boer montrent qu'il n'y a pas de claires différences entre les espèces concernant l'eutrophisation mais que les variations sont très liées aux systèmes d'élevages et aux contextes (de Vries and De Boer, 2010). Cette revue permet de proposer des ordres de grandeur par espèce en fonction des unités fonctionnelles (tableau 3). Néanmoins, les auteurs signalent qu'il faut poursuivre les travaux comparatifs.

Les ACV, en dressant des bilans montrent aussi des risques de transferts d'impact associés aux actions sensées aller dans le sens de l'amélioration de la qualité de l'eau. Par exemple, le traitement des lisiers avant épandage

induit un risque accru d'acidification (émissions de NH_3) (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009), ou une augmentation notable de la consommation en énergie selon les techniques utilisées (Aguirre-Villegas *et al.*, 2014). Autre exemple : le développement de zones humides propices à la dénitrification induit un risque de production de N_2O (Durand *et al.*, 2011) et de méthane (Ciais *et al.*, 2013), puissants gaz à effet de serre. Proposer une vision multicritère des stratégies d'amélioration reste encore à développer, de même que l'accompagnement des choix qui en découle. Il est notamment difficile de faire des arbitrages entre des effets locaux comme l'eutrophisation et des effets globaux comme le changement climatique.

A l'échelle européenne les élevages présentent un niveau d'efficacité élevé qui induisent des pertes en nutriments par tête d'animal faible, comparativement à la moyenne mondiale. Des voies d'amélioration existent, à la fois au niveau des unités de production et au niveau des territoires, en assurant par exemple une meilleure complémentarité entre systèmes d'élevage et systèmes de cultures, ou en optimisant le pouvoir tampon des structures intersticielles. Les modèles du Joint Research Center⁵, prédisent qu'une meilleure gestion des effluents d'élevage en incluant des taux d'application adaptés aux besoins des cultures, et le recours limité aux engrais minéraux serait la voie la plus efficace pour réduire les fuites d'azote vers les eaux de surface et les nappes (Thieu *et al.*, 2012). Néanmoins, leurs effets de ces actions resteront limités si elles ne sont pas intégrées dans des démarches plus systémiques. En Europe, la densité d'élevage à l'hectare explique la concentration en nutriments N et P des milieux aquatiques. Cette densité d'élevage est induite par des stratégies économiques de concentration et de positionnement géographique au sein des filières de cultures et d'élevage. Un des enjeux pour l'avenir est d'apprécier les risques de dégradation de la qualité de l'eau qui dépendent de phénomènes différents à différentes échelles : de l'animal, de l'atelier d'élevage, de l'exploitation, du bassin versant et de la filière. Le développement d'une vision intégrée de cet ensemble reste à construire afin de proposer des voies d'amélioration des systèmes de production et de protection des milieux en tenant compte des contextes. La construction de scénarii, leur évaluation et l'analyse des conditions de succès nécessitent le développement de modèles bioéconomiques capables de simuler les effets multiples d'une modification de la répartition spatiale de l'élevage (Peyraud *et al.*, 2014).

La définition d'une capacité d'accueil des écosystèmes pour les systèmes d'élevage, incluant les productions végétales associées au recyclage des effluents demeure un enjeu. La construction et le paramétrage des modèles permettant de renseigner cette capacité d'accueil est encore un défi.

L'aménagement des agroécosystèmes et des écosystèmes aquatiques pour éviter les transferts et permettre une meilleure épuration est aussi une question ouverte (Acosta-Alba *et al.*, 2012). Dans les espaces agricoles, le positionnement de haies, de zones humides, de prairies, et pour les cours d'eau, l'entretien de ripisylves, de bordures enherbées, l'amélioration de l'hydrodynamique, doivent contribuer à l'équilibre des écosystèmes et à la qualité de l'eau en zones d'élevage. La modélisation de ces effets est encore une question de recherche et leur prise en compte dans les actions de gestion territoriale encore à développer.

4.2.3 Conclusions sur les rôles de l'élevage sur le compartiment « eau »

⁵<https://ec.europa.eu/jrc/>

L'élevage a un rôle essentiel dans le cycle des nutriments, notamment en rendant disponible l'azote et le phosphore, via les déjections des animaux, pour les plantes et les sols. La concentration et la spécialisation des élevages a conduit à déconnecter les productions animales des productions végétales et donc à découpler les cycles des nutriments. Ces pratiques ont des conséquences sur la qualité des eaux. Les conséquences sur la qualité des eaux dépendent de facteurs répartis sur trois échelles : l'animal avec ses performances zootechniques, l'exploitation avec les pratiques d'élevage de traitement et de recyclage des effluents, et finalement le territoire dont les caractéristiques biophysiques et la sensibilité conditionnent l'apparition ou non d'effets négatifs, et la capacité d'accueil des élevages. Des repères peuvent être donnés via des approches intégratives comme l'ACV, et permettre de mettre en avant des risques de transfert d'impacts (classique amélioration de l'eutrophisation au dépend du changement climatique ou de la dépendance énergétique). Il faut garder en tête que c'est au travers d'approches systémiques reconsidérant l'élevage dans son contexte que l'on pourra dessiner des voies de reconquête de la qualité de l'eau.

Références bibliographiques

Acosta-Alba, I.; Corson, M.S.; van der Werf, H.M.G.; Leterme, P., 2012. Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27 (3): 217-227. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170511000329>

Aguirre-Villegas, H.A.; Larson, R.; Reinemann, D.J., 2014. From waste-to-worth: energy, emissions, and nutrient implications of manure processing pathways. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (6): 770-793. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1496>

Bouraoui, F.; Grizzetti, B.; Aloe, A., 2009. *Nutrient Discharge from Rivers to Seas for Year 2000*: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 72 p. EUR - Scientific and Technical Research Reports. <http://dx.doi.org/10.2788/38971>

Bouvarel, I.; Dourmad, J.Y.; Gac, A., 2010. Les stratégies d'alimentation des animaux au sein de l'exploitation et du territoire et leurs incidences environnementales. In: Espagnol, S.; Leterme, P., eds. *Elevages et environnement*. Versailles: Editions Quae, Editions Educagri (Sciences en partage), 65-118.

Bouwman, A.F.; Van der Hoek, K.W.; Eickhout, B.; Soenario, I., 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems*, 84 (2): 121-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2004.05.006>

Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568. <http://dx.doi.org/10.2307/2641247>

Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113 (3-4): 357-380. [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(02\)00370-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00370-1)

Chevassus-au-Louis, B.; Femenias, A.; Andral, B.; Bouvier, M., 2012. *Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions*. Paris: CGAAER/CGEDD, Rapport à Monsieur le Ministre de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, et à Monsieur le Ministre de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, 147 p.

Ciais, P.; Sabine, C.; Bala, G.; Bopp, L.; Brovkin, V.; Canadell, J.; Chhabra, A.; De Fries, R.; Galloway, J.N.; Heimann, M.; Jones, C.; Le Quéré, C.; Myneni, R.B.; Piao, S.; Thornton, P., 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Stocker, T.F.; Qin, D.; Plattner, G.K.; Tignor, M.; Allen, S.K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P.M., eds. *Climate Change : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 465-570. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.1081.8883>

Corson, M.S.; Doreau, M., 2013. Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. *INRA Productions Animales*, 26 (3): 239-248. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/6594/90199/version/1/file/Prod_Anim_2013_26_3_01.pdf

Crouzet, P.; Leonard, J.; Nixon, S.; Agence européenne pour l'environnement, 1999. *Nutrients in European Ecosystems*. Luxembourg: Office for official publications of the European communities (*Environmental Assessment Report*), 156 p. www.pedz.uni-mannheim.de/daten/edz-bn/eua/00/enviassrp04.pdf

De Boer, I.J.M.; Hoving, I.E.; Vellinga, T.V.; Van de Ven, G.W.J.; Leffelaar, P.A.; Gerber, P.J., 2013. Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (1): 193-203. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0446-3>

de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

Depres, C.; Grolleau, G.; Mzoughi, N., 2008. Contracting for environmental property rights: The case of Vittel. *Economica*, 75 (299): 412-434. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-0335.2007.00620.x>

Deutsch, L.; Falkenmark, M.; Gordon, L.; Rockström, J.; Folke, C., 2010. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. In: Steinfeld, H.; Mooney, H.; Schneider, F.; Neville, L., eds. *Livestock in a Changing Landscape: Drivers, Consequences, and Responses*. Washington, DC: Island Press, 97-110. https://www.researchgate.net/publication/258697768_Water-mediated_ecological_consequences_of_intensification_and_expansion_of_livestock_production

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002>

Dupas, R.; Delmas, M.; Dorioz, J.M.; Garnier, J.; Moatar, F.; Gascuel-Odoux, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48: 396-407. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>

Durand, P.; Breuer, L.; Johnes, P.J.; Billen, G.; Butturini, A.; Pinay, G.; van Grinsven, H.; Garnier, J.; Rivett, M.; Reay, D.S.; Curtis, C.; Siemens, J.; Maberly, S.; Kaste, O.; Humborg, C.; Loeb, R.; de Klein, J.; Hejzlar, J.; Skoulikidis, N.; Kortelainen, P.; Lepsito, A.; Wright, R., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 126-146.

Durand, P.; Moreau, P.; Salmon-Monviola, J.; Ruiz, L.; Vertès, F.; Gascuel-Odoux, C., 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science*, 153 (6): 959-974. <http://dx.doi.org/10.1017/s0021859615000258>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Farruggia, A., 2000. *L'eau et les herbivores: les chemins de la qualité*. Paris: Institut de l'élevage, 170 p.

Gascuel, C.; Ruiz, L.; Vertès, F., 2015. *Comment réconcilier agriculture et littoral ? Vers une agroécologie des territoires*. Paris: Éditions Quae (*Matière à débattre et décider*), 152 p.

Gerber, P.J.; Uwizeye, A.; Schulte, R.P.O.; Opio, C.I.; De Boer, I.J.M., 2014. Nutrient use efficiency: a valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9-10: 122-130. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.007>

Godinot, O.; Carof, M.; Vertès, F.; Leterme, P., 2014. SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems. *Agricultural Systems*, 127: 41-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.01.003>

Godinot, O.; Leterme, P.; Vertès, F.; Faverdin, P.; Carof, M., 2015. Relative nitrogen efficiency, a new indicator to assess crop livestock farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 857-868. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0281-6>

Graeber, D.; Boëchat, I.G.; Encina-Montoya, F.; Esse, C.; Gelbrecht, J.; Goyenola, G.; Gücker, B.; Heinz, M.; Kronvang, B.; Meerhoff, M.; Nimptsch, J.; Pusch, M.T.; Silva, R.C.S.; von Schiller, D.; Zwirrmann, E., 2015. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific reports*, 5: 16328. <http://dx.doi.org/10.1038/srep16328>

Heijungs, R.; Guinée, J.; Huppes, G.; Lankreyer, R.; Udo de Haes, H.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A.; Eggels, P.; Van Duin, R.; De Goede, H., 1992. *Environmental LCA of Products* Guide and Background, NOH Reports.

Herrero, M.; Havlik, P.; Valin, H.; Notenbaert, A.; Rufino, M.C.; Thornton, P.K.; Blummel, M.; Weiss, F.; Grace, D.; Obersteiner, M., 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (52): 20888-20893. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1308149110>

Herrero, M.; Wiersenius, S.; Henderson, B.; Rigolot, C.; Thornton, P.; Havlik, P.; de Boer, I.; Gerber, P.J., 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade? In: Gadgil, A.; Tomich, T.P., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 177-202. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503>

Hoekstra, A.Y.; Chapagain, A.K.; M.M., A.; Mekonnen, M.M., 2011. *The water footprint assessment manual: setting the global standard*. London: Earthscan Publishing, 203 p. http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf

Howarth, R.W., 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, 8 (1): 14-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.015>

Huang, J.; Xu, C.C.; Ridoutt, B.G.; Liu, J.J.; Zhang, H.L.; Chen, F.; Li, Y., 2014. Water availability footprint of milk and milk products from large-scale dairy production systems in Northeast China. *Journal of Cleaner Production*, 79: 91-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.043>

ISO, 2015. Management environnemental -- Empreinte eau -- Principes, exigences et lignes directrices.

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1296-1304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Vertès, F.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Rechauchère, O.; Rochette, P.; Veyssset, P., 2014. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage*. Editions Quae (*Matière à débattre et décider*). <http://www.quae.com/fr/3898-reduire-les-pertes-d-azote-dans-l-elevage.html>

Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43 (11): 4098-4104. <http://dx.doi.org/10.1021/es802423e>

Pflimlin, A.; Raison, C.; Le Gall, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution des systèmes laitiers aux excédents de bilan en azote et phosphore et à la pollution de l'eau dans l'Espace Atlantique. *Rencontres Recherche Ruminants*. Paris, France, 37-40.

Ran, Y.; Lannerstad, M.; Herrero, M.; Van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016. Assessing water resource use in livestock production: A review of methods. *Livestock Science*, 187: 68-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2016.02.012>

Redfield, A.C., 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. *The Sea*. New York, USA: Interscience Publishers, 26-77. <http://ci.nii.ac.jp/naid/10003768545/en/>

Ridoutt, B.G.; Pfister, S., 2013. A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (1): 204-217. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0458-z>

Royer, I.; Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; Simard, R.R.; Cluis, D., 2007. Dissolved organic carbon in runoff and tile-drain water under corn and forage fertilized with hog manure. *Journal of Environmental Quality*, 36 (3): 855-863. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2006.0355>

Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2002.12.142>

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 1-6.

Thieu, V.; Bouraoui, F.; Aloe, A.; Bidoglio, G., 2012. *Scenario analysis of pollutants loads to European regional seas for the year 2020. Part I Policy options and alternative measures to mitigate land based emission of nutrients* Luxembourg: Publications Office of the European Union (*Scientific and Technical Research Reports*), 80 p. <http://dx.doi.org/10.2788/46067>

Wirsenius, S., 2000. *Human use of land and organic materials: Modeling the turnover of biomass in the global food system*. Doctor of Philosophy. Department of Physical Resource Theory, Chalmers University of Technology and Göteborg University, Göteborg. 255 p. + annexes. <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/827.pdf>

World Water Assessment Programme, 2006. *UN World Water Development Report 2: Water: A Shared Responsibility*. Paris-New York: UNESCO-Berghahn Books, p. 116. <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001454/145405e.pdf>

4.3. L'élevage peut contribuer à améliorer la qualité des sols

L'élevage a un rôle important sur la qualité des sols à travers les surfaces pâturées mais aussi les surfaces agricoles (occupation du sol) qui participent à l'alimentation des animaux (cultures et prairies). Ainsi, les impacts de l'élevage sur la qualité physico-chimique et biologique des sols peuvent être directs ou indirects. Les impacts sont considérés directs quand l'animal agit directement sur le sol par le pâturage impliquant i) une fertilisation directe au champ et ii) des impacts physico-chimiques liés au piétinement des surfaces associé à une consommation des végétaux. Les impacts sont considérés comme indirects quand l'animal n'entre pas en interaction directe avec le sol. Ces impacts indirects sont donc plutôt liés aux assolements et rotations de cultures et prairies utilisées pour l'alimentation des animaux et aux recyclages de nutriments issus des effluents (N,P ...). En particulier, le retournement de surfaces semi-naturelles pour une mise en cultures à destination de l'élevage ou l'apport de lisiers ou fumiers issus de bâtiments d'élevage sont considérés comme impacts indirects. La Figure 4.3.1 schématise les différents impacts de l'élevage sur la qualité des sols et nous servira de support au déroulement de ce chapitre.

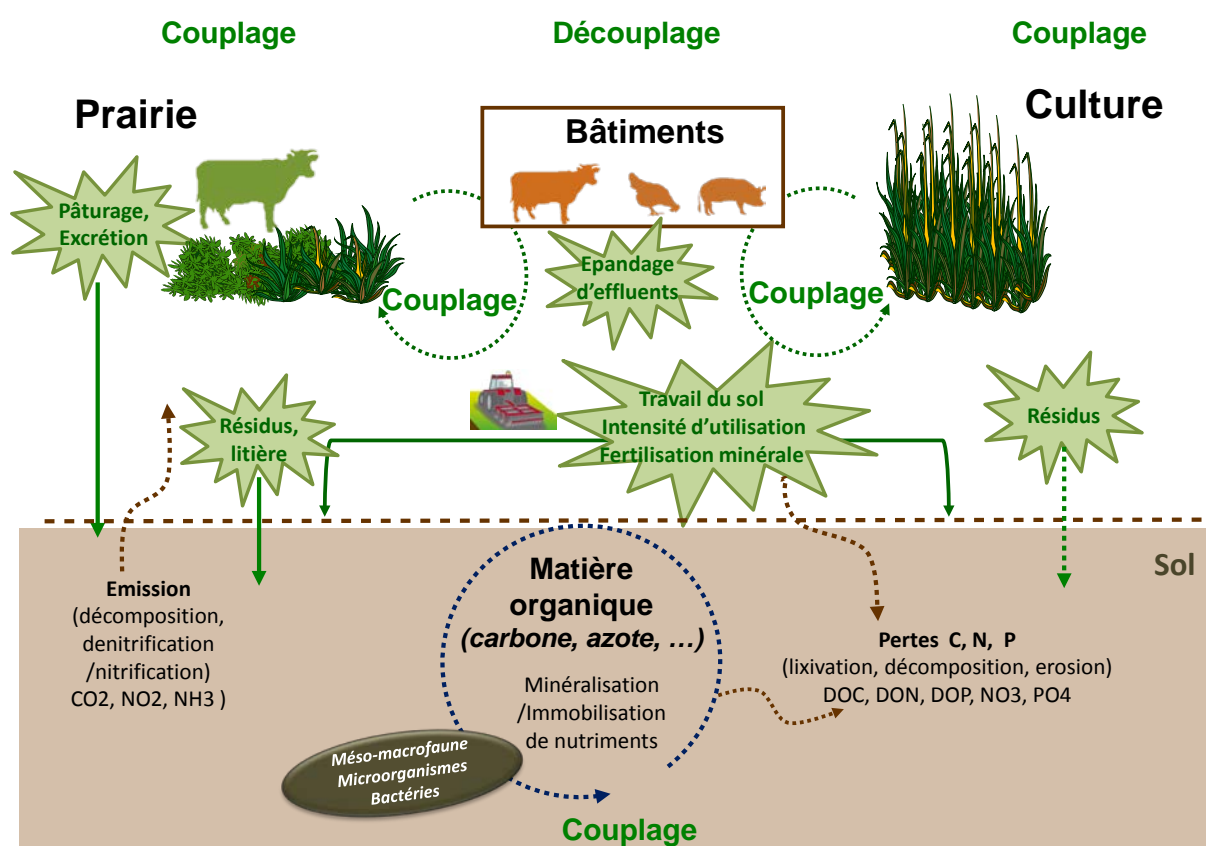


Figure 4.3.1 : Schéma de synthèse des impacts de l'élevage sur la qualité des sols (adapté de (Rumpel et al., 2015 ; Smith et al., 2014). Les impacts de l'élevage sur les sols sont considérés comme directs du point de vue de l'animal et sa présence directe sur les sols. Ils concernent le pâturage induisant des impacts sur la compaction, l'érosion, ainsi que la production de fèces et la défoliation. Les impacts indirects sont considérés quand il n'y pas d'interaction directe entre l'animal et le sol mais indirectement à travers l'utilisation des sols pour l'alimentation des animaux (ex assolements et rotations de cultures et prairies), l'épandage d'effluents sur ces sols ou encore la fertilisation minérale pour produire des cultures servant à alimenter les animaux. Dans cette figure, les pratiques agricoles qui influencent la qualité des sols sont mises en évidence dans des cercles verts. Les phénomènes de couplage ou découplage des cycles de l'azote et du carbone sont explicités.

Des synthèses ont été publiées sur les impacts de l'agriculture sur les sols en général, abordant parfois les impacts spécifiques de l'élevage et de la polyculture-élevage ou du pâturage en particulier, sur la qualité du sol

dans la littérature française et internationale (par exemple (Bilotta *et al.*, 2007 ; Cuttle, 2008 ; Janzen, 2011; Jérôme *et al.*, 2013; JRC, 2012 ; Soussana and Lemaire, 2014; Soussana *et al.*, 2010) et dans les publications officielles de la FAO (Gerber *et al.*, 2013). Ces revues abordent à la fois des impacts positifs de l'élevage, en lien avec le stockage de carbone sous prairies et ses limites et certains impacts négatifs causés notamment par un chargement animal trop élevé par rapport à la capacité des sols et un découplage des cycles de l'azote et du carbone. Aussi dans ce chapitre, considérons-nous conjointement les bénéfices fournis par l'élevage sur les sols, appelés impacts positifs, et les risques liés aux pratiques d'élevage sur les sols en termes d'érosion, acidification ou encore de compaction des sols, appelés impacts négatifs. Nous aborderons conjointement les différents impacts directs et indirects de l'élevage à la fois de ruminants et monogastriques sur la qualité des sols. Nous aborderons d'abord les impacts de l'élevage sur i) la matière organique des sols et la séquestration de carbone, puis ii) les éléments minéraux que sont l'azote et le phosphore, ainsi que la structure physique des sols (en lien avec le chapitre précédent), et enfin, iii) le fonctionnement biologique des sols. Nous nous intéresserons en particulier aux différentes pratiques agricoles permettant un éventuel recouplage des cycles C-N-P via le système « prairies-cultures-animaux », dans le cas par exemple de la polyculture-élevage.

Corpus bibliographique mobilisé :

Partie 1 : 188 références bibliographiques ont été mobilisées dans ce chapitre. Environ la moitié d'entre elles sont des revues bibliographiques dans des revues internationales de rang A ou dans des revues scientifiques françaises, axées soit sur les liens entre prairies et cycle du carbone ou sur les liens entre élevage et azote. Deux expertises collectives (TCSL et MAFOR) ont été mobilisées. Quelques synthèses techniques de l'ADEME ou du CAB ont été mobilisées en complément. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, de nombreux travaux se sont portés sur l'estimation du stockage de carbone sous prairies permanentes et temporaires, en lien avec l'émergence de la thématique émissions de gaz à effets de serre par les ruminants. Les travaux de l'Inra en particulier de JF Soussana et G Lemaire ont été largement mobilisés concernant les liens entre systèmes prairiaux et carbone autour des années 2000-2010 et plus récemment l'intégration cultures-élevages abondée aussi par de la littérature nord-américaine, en particulier pour son rôle de l'intégration cultures-élevage pour recoupler les cycles de l'azote et du carbone et sur l'insertion de légumineuses dans les rotations. Concernant les aspects vie du sol, nous avons principalement étudié des travaux très récents (après 2010). Des papiers de positionnement recommandant de considérer les sols de manière intégrée et plus seulement en terme physico-chimiques ont également été utilisés pour cette synthèse.

4.3.1. Impacts de l'élevage sur la matière organique des sols et la séquestration de carbone

4.3.1.1. Éléments généraux

Les sols représentent le plus important réservoir terrestre de carbone à long terme, contenant jusqu'à trois fois plus de carbone que celui contenu dans la biomasse végétale continentale et dans l'atmosphère. Les sols stockent le carbone essentiellement par la matière organique du sol. Les matières organiques (et le carbone organique en particulier) du sol assurent de nombreuses fonctions environnementales, et son inhérentes à la fertilité des sols. Ce réservoir n'est pas permanent mais résulte d'un équilibre dynamique entre le flux de matière organique entrant dans le sol et le flux de CO₂ sortant du sol du fait des processus de respiration et lixiviation. Elles constituent notamment un réservoir temporaire de carbone organique, pouvant agir comme puits ou source de carbone vis-à-vis de l'atmosphère. Fondamentalement, la matière organique agit comme l'indicateur clé de la qualité des sols en raison de son influence sur les propriétés chimiques du sol (par exemple la teneur en minéraux), biologiques (par exemple la micro faune et les microorganismes) et ses propriétés physiques (formation/stabilisation des agrégats, rétention d'eau, pH), ainsi que sur la disponibilité des nutriments et la séquestration du carbone. La matière organique forme avec l'argile des agrégats dans le sol qui d'une part la protège de la minéralisation par les micro-organismes et d'autre part structure le sol favorisant ainsi l'infiltration et sa capacité de rétention d'eau. Elle diminue aussi le risque d'érosion et la perte de nutriment, en particulier d'azote. Une fois que le carbone, dit récalcitrant, est stabilisé par les argiles et autres minéraux dans le sol d'une prairie, il peut persister plusieurs siècles s'il n'y a pas de changement majeur dans la gestion et l'utilisation du sol et de la végétation. Néanmoins, seule une faible part du carbone entrant annuellement dans le sol peut être

effectivement stabilisée dans les agrégats ; la plus grande partie du carbone entrant étant rapidement minéralisée par les microbes du sol et réémise sous forme de dioxyde de carbone vers l'atmosphère, avec un temps de résidence moyen de quelques mois pour le carbone « fresh » sous forme structurale et labile, à quelques années (lignine) seulement (Balesdent et al 2000). Le temps de résidence moyen du carbone dans les sols est de seulement quelques dizaines d'années et dépend des conditions du milieu (notamment la température annuelle moyenne qui influe sur l'activité des microorganismes du sol). Ainsi, la vitesse de minéralisation/dégradation dépendra de la profondeur. Sous prairie, le temps de résidence moyen du carbone se situe entre 1 et 5 ans pour le carbone « fresh » du sol (non protégé), 20-30 ans seulement pour la fraction du carbone humifiée (C du sol protégé physiquement), 200-400 pour la part de carbone « stabilisée » dans les micro-agrégats du sol. Sous cette forme stabilisée, le carbone est protégé de la décomposition par une stabilisation chimique (argiles et limons), biochimique (lignines, polyphénols, particules du sol) ou sous forme d'agrégats (Jones and Donnelly, 2004). Ces composés de matière organique anciens protégés sont observés en général en dessous des 20 premiers cm (Beniston *et al.*, 2014 ; Follett *et al.*, 2005 ; Rumpel and Kogel-Knabner, 2011). Une fois que le carbone est stocké, devenu alors récalcitrant, il peut persister de 100 à 1000 ans si le sol et la végétation sont gérés de manière « constante » (c'est-à-dire sans changement majeur de la gestion et de l'utilisation de terre comme la mise en culture d'une prairie permanente). En l'absence de modification de pratiques et de conditions milieu, le sol d'une prairie atteint un maximum de teneur en carbone vers 100 ans. Au-delà de cette durée il y a un équilibre entre le stockage et le déstockage de carbone (Balesdent and Arrouays, 1999) ; (Franzuebbers *et al.*, 2012)– Figure 4.3.2.).

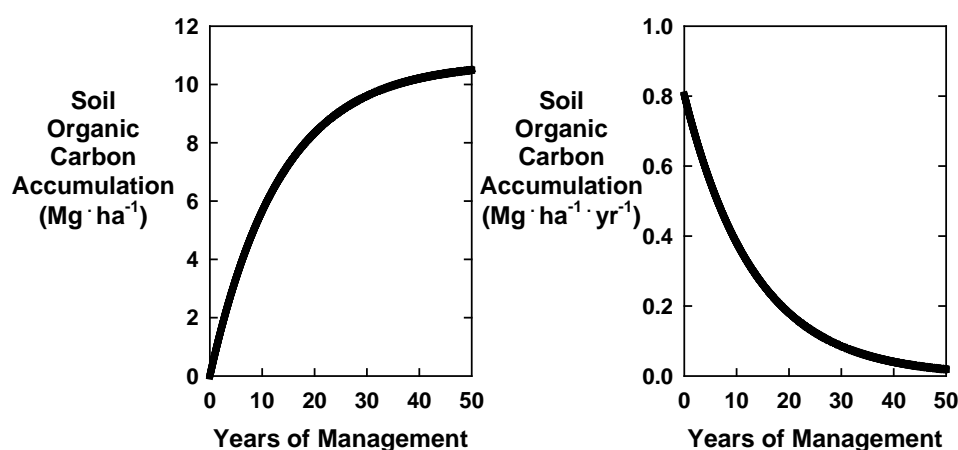


Figure 4.3.2. Soil organic carbon accumulation (a) and rate of accumulation under pasture management (b).

Reprinted from (Franzuebbers *et al.*, 2012).

4.3.1.2. Distribution spatiale du carbone organique dans les sols français et éléments d'explication

En France, la distribution spatiale du carbone organique des sols s'explique principalement par les conditions pédoclimatiques locales et l'utilisation des sols (Gis Sol, 2011b). La plupart des régions montagneuses à fortes précipitations sont caractérisées par une importante teneur en carbone dans le sol. Les stocks les plus faibles sont principalement observés dans les sols peu profonds ou sableux souvent associés aux régions spécialisées en grandes cultures et aux vignes méditerranéennes. Des concentrations en carbone plus élevées sont détectées dans les sols issus de matériaux volcaniques ou dans les sols humifères en zone montagneuse humide. Ces zones correspondent souvent à des zones prairiales avec une densité animale importante (Normandie, Bretagne et Massif Central) ou à des forêts (Landes). L'intensification de la gestion des prairies a un impact important ; ainsi, Zeeman *et al.* et d'autres (Derner and Schuman, 2007) observent de manière générale une séquestration plus importante du carbone dans des prairies de montagne gérées plus extensivement que dans des prairies de plaine gérées plus intensivement (Zeeman *et al.*, 2010). Des teneurs hautes en carbone organique peuvent être également liées aux fortes précipitations ainsi qu'à l'épandage important d'effluents

d'élevage sur les sols, lui-même directement lié à la densité animale. Néanmoins, pour des sols identiques en termes géomorphologiques, les stocks mesurés sous forêts et prairies (semées >3 ans et permanentes) sont toujours plus élevés que sous cultures.

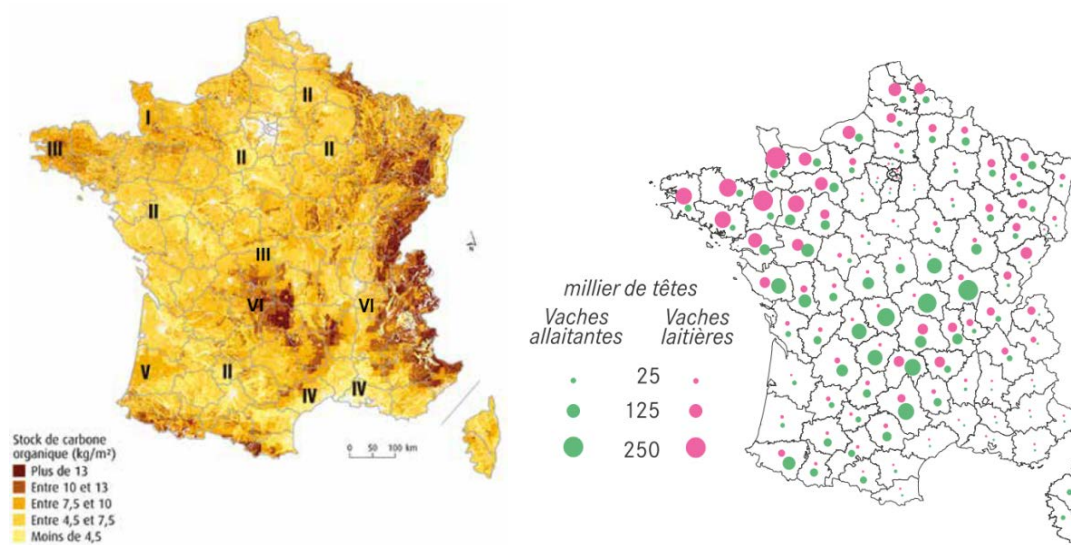


Figure 4.3.3. : Carte de stock de C du sol et densité vaches allaitantes et laitière (Gis Sol, 2011a)

Les impacts de l'élevage sur la matière organique des sols ont été en particulier étudiés en lien avec le cycle du carbone (Soussana *et al.*, 2004). Deux types d'impacts de l'élevage sur la matière organique des sols ont été considérés. D'une part, l'élevage a des impacts directs sur la matière organique des sols pâturés. D'autre part, l'élevage peut avoir des impacts indirects sur les sols par la gestion de surfaces destinées à son alimentation, en particulier le potentiel retournement de prairies destinées à l'alimentation des animaux et susceptibles de stocker du carbone qui sont susceptibles d'être retournées pour être converties en d'autres utilisations du sol (Soussana and Tallec, 2010). Ces impacts incluent les questions de mises en culture de surfaces semi-naturelles, qui déstockent alors du carbone. La concurrence entre élevage/cultures et éléments semi-naturels est largement documentée dans des articles de positionnement international (Eisler *et al.*, 2014 ; Foley *et al.*, 2005 ; Foley *et al.*, 2011). La figure 4 détaille les processus et facteurs influençant l'évolution de la matière organique des sols et jouant en particulier sur les modalités de formation et de dégradation des matières organiques. Ces processus sont actionnables, à la fois pour augmenter les entrées et pour limiter les sorties (Ademe, 2014).



Figure 4.3.4: Processus et facteurs influant sur l'évolution de la matière organique du sol (Ademe, 2014)

Corpus bibliographique mobilisé :

65 références bibliographiques ont été mobilisées dans cette partie. Environ la moitié d'entre elles sont des revues bibliographiques dans des revues internationales de rang A ou dans des revues scientifiques françaises, axées soit sur les liens entre prairies et cycle du carbone ou sur les liens entre élevage et azote. Deux expertises

collectives ont été mobilisées (Houot *et al.*, 2014; Labreuche *et al.*, 2007). Quelques synthèses techniques de l'Ademe ou du CAB ont été mobilisées en complément. Depuis la fin du 20^e siècle, de nombreux travaux se sont portés sur l'estimation du stockage de carbone sous prairies permanentes et temporaires, en lien avec l'émergence de la thématique émissions de gaz à effets de serre par les ruminants. Les travaux de l'Inra en particulier de J.F Soussana et G Lemaire ont été largement mobilisés concernant les liens entre systèmes prairiaux et carbone autour des années 2000-2010 et plus récemment l'intégration cultures-élevages abondée aussi par de la littérature nord-américaine.

4.3.1.3. Impacts directs de l'élevage associés à la conduite du troupeau au pâturage

Les impacts du pâturage sur le cycle du carbone incluent deux volets : i) le rôle des retours excrétés des animaux qui peuvent favoriser le recyclage des nutriments et la croissance des végétaux, en partie par la fertilisation si l'utilisation reste modérée (Conant *et al.*, 2001; McSherry and Ritchie, 2013), et ii) la réduction de la surface foliaire des plantes par leur consommation par les animaux et le piétinement qui réduisent ainsi la capture de carbone par les prairies. Selon les résultats les plus récents, en terme de flux de carbone, les prairies en zones tempérées représenteraient un puits de carbone stockant en moyenne $0,7 \pm 0,1$ tC.ha.an (Soussana *et al.*, 2004). Dans les systèmes pâturants, l'alimentation des ruminants influence largement la séquestration du carbone à travers les modes de gestion des surfaces (Bilotta *et al.*, 2007; McSherry and Ritchie, 2013; Soussana and Lemaire, 2014; Soussana *et al.*, 2004). Soussana *et al.* ont mis en évidence l'importance de modalités de conduite de la prairie sur le stockage du carbone : selon l'âge et le type de prairie (temporaire ou permanente), son niveau de fertilisation, son mode d'utilisation (pâturage, fauche, mixte) et l'intensité de cette utilisation (chargement à l'hectare, nombre de fauches), le taux de matière organique entrant dans le sol, son niveau de décomposition, la profondeur à laquelle le carbone est stockée sera variable entre 0 et 100 cm en fonction de la structure du sol et profondeur des racines (Soussana *et al.*, 2004). Bilotta *et al.* ont distingué quatre pratiques de gestion des animaux au pâturage ayant une influence directe sur les sols prairiaux : l'âge et le type d'animal jouent sur la compaction, le chargement animal contribue à l'intensité de défoliation, l'humidité des sols au moment du passage des animaux impacte le stockage ou déstockage du carbone et enfin la couverture des sols a un rôle puisqu'elle protège plus ou moins les sols des sabots (Bilotta *et al.*, 2007).

L'impact des animaux en termes de défoliation de la prairie est partiellement compensé par la production de fèces qui retournent à la prairie. On considère communément que 25 à 40 % de la biomasse ingérée retourne à la parcelle par les excréments animaux (Mestdagh *et al.*, 2006; Senapati *et al.*, 2014; Soussana *et al.*, 2004). Néanmoins, un effet-seuil a été observé concernant l'intensité de défoliation : une forte utilisation herbagère associée à une fertilisation importante provoque souvent un déstockage net de carbone à cause d'un flux sortant ou export de carbone trop important, qui ne permet pas de développer de litière ou de système racinaire important (Derner and Schuman, 2007). De plus, une défoliation trop intense peut avoir des impacts négatifs sérieux sur le rendement en herbe des prairies, le pourcentage de couverture du sol et la biodiversité végétale. A intensité d'utilisation modérée, soit un chargement inférieur à 1,5 UGB/ha, on observe le plus souvent un stockage du carbone plus important au pâturage qu'en fauche puisque l'animal restitue une partie des nutriments à la parcelle par ses excréments. Selon Carroll *et al.*, la simple définition de l'intensité de pâturage par un seuil d'UGB à l'hectare n'est pas suffisante car elle ne permet pas de savoir précisément combien de temps et quel type d'animal ont exercé une pression sur un sol (Carroll *et al.*, 2004). Aussi Bilotta *et al.*, évoquent la possibilité de préciser la durée de pâturage et la saison (Bilotta *et al.*, 2007). Néanmoins, de nombreux auteurs considèrent qu'au-delà d'un seuil de 1.5 UGB/ha/an, la gestion du pâturage est intensive. Selon les résultats les plus récents, on considère qu'une prairie « neutre » en carbone ne devrait pas dépasser les 1,2 UGB/ha pour 200 jours de pâturage par an (Soussana *et al.*, 2014). On considère que des prairies gérées intensivement sont fortement fertilisées (index de nutrition azotée >0,8) et soumises à de forts régimes de défoliation soit en fauche (>400 kg N/ha/an) soit, pour le pâturage (>150 kg N/ha/yr) (Soussana *et al.*, 2004). Soussana *et al.* (2014) ont estimé que le stockage annuel de carbone pouvait varier entre 0,2 et 0,5 tC/ha/an selon un gradient de pratiques liées à différents systèmes fourragers : la réduction de l'utilisation de fertilisants azotés sur des prairies gérées très intensivement ; l'augmentation de la durée de la prairie ; la conversion des prairies en des prairies associant graminées et légumineuses ou des prairies permanentes ; et enfin l'intensification modérée de prairies permanentes pauvres en nutriments (Soussana *et al.*, 2004). Des travaux récents montrent également que les

légumineuses prairiales et cultures fourragères (par exemple la luzerne, (Guan *et al.*, 2016)) augmentent le stockage de carbone organique avec 80 kg N par tonne de C dans le sol comparativement aux couverts de graminées pures (Li *et al.*, 2016; Lüscher *et al.*, 2014; Mortenson *et al.*, 2004).

Le sol d'une prairie permanente en zone tempérée pourrait stocker environ 60-70 tC/ha/an, ce qui serait largement augmenté en zone humide (Angers *et al.*, 2011 ; Soussana *et al.*, 2004). Néanmoins, l'intensification de prairies permanentes de moyenne ou haute altitude, pauvres en nutriments au-delà d'un seuil de 0,8 UGB/ha conduirait à des pertes importantes de carbone tout comme la conversion de prairies permanentes en prairies temporaires de légumineuses induiraient un relargage de carbone. Pour des faibles niveaux d'utilisation et de nutrition azotée de la prairie (qu'elle soit minérale ou organique), l'entrée de carbone par la production primaire est souvent trop faible, ce qui conduit à un stockage faible ou neutre du carbone (De Mazancourt *et al.*, 1998). Il existe donc un antagonisme entre l'objectif de maximiser la production animale *via* le pâturage et celui de maximiser la capacité de séquestration du carbone sous prairies (Lemaire, 2012 ; Schipper *et al.*, 2010; Soussana and Lemaire, 2014). En d'autres termes, selon les modes de gestion l'utilisation des prairies par l'élevage peut avoir des impacts positifs ou négatifs sur la qualité des sols. Un autre compromis à considérer est lié à la gestion de la qualité du fourrage nécessaire pour augmenter la digestibilité (tissus facilement dégradables pour réduire les émissions de CH₄ entérique notamment) impliquant une réduction de la partie ligneuse des tissus végétaux, elle-même nécessaire pour augmenter les temps résidence du carbone dans le sol (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009; Soussana and Lemaire, 2014).

En surface, les résidus des plantes fournissent de la matière organique facilement dégradable, ou carbone labile. Ces composés sont une source d'énergie importante pour les microorganismes du sol et sont décomposés sur un temps court de quelques semaines à quelques décennies. En profondeur en revanche, le carbone déjà dégradé est stabilisé sous une forme plus stable et résistante à la décomposition, appelée carbone récalcitrant (pauvre en énergie) (Beniston *et al.*, 2014 ; Follett *et al.*, 2005). Une fois que le carbone est stocké sous la prairie, le carbone récalcitrant peut persister de 100 à 1 000 ans si le sol et la végétation sont gérés de manière « constante » (c'est-à-dire sans changement majeur de la gestion et de l'utilisation de terre comme la mise en culture d'une prairie permanente). Une fois que le carbone est stocké sous forme stable, il est protégé de la décomposition par une stabilisation chimique (argiles et limons), biochimique (lignines, polyphénols, particules du sol) ou sous forme d'agrégats. Le carbone récalcitrant peut alors persister de 100 à 1 000 ans si le sol et la végétation sont gérés de manière « constante » (c'est-à-dire sans changement majeur de la gestion et de l'utilisation de terre). Les composés de matière organique anciens (>100 ans) sont observés en général en dessous des 20 premiers cm (Beniston *et al.*, 2014 ; Follett *et al.*, 2005 ; Rumpel and Kogel-Knabner, 2011). La préservation des stocks de carbone dans les sols et du rôle de puits de carbone de certains écosystèmes passe ainsi par la protection des milieux naturels et conservation des prairies dans les systèmes d'élevage. Néanmoins, le carbone stocké sous prairie peut être relargué en grande quantité si un sol riche en carbone est utilisé de manière intensive – par le pâturage par exemple (Rogiers *et al.*, 2008).

4.3.1.4. Impacts indirects de l'élevage associés à la gestion des effluents et des cultures

Préservation ou diminution des matières organiques dans les terres cultivées

Concernant la préservation ou la diminution des matières organiques dans les terres cultivées, l'élevage a aussi des impacts indirects importants liés au retournement et à la destruction de surfaces naturelles stockant du carbone (forêts, savanes, prairies) pour les convertir en surfaces agricoles nécessaires à l'alimentation des animaux (Eisler *et al.*, 2014 ; Foley *et al.*, 2011). Ici on distingue i) la destruction de surfaces naturelles afin d'augmenter les surfaces agricoles (problèmes de quantité) et ii) la modification de l'utilisation de surfaces déjà utilisées en agriculture (conversion des prairies permanentes en terres arables à cause d'une modification des systèmes de production). Ainsi, la conversion des prairies permanentes en terres arables reste le premier facteur expliquant la diminution de la teneur en carbone des sols en Europe, cependant le premier est principalement un problème à l'échelle planétaire (FAO, 2001; Jérôme *et al.*, 2013 ; Lal, 2004). La mise en culture d'une prairie provoque la décomposition de la matière organique protégée dans le sol, favorisant le mélange des sols profonds riches en matière organique avec les couches superficielles, susceptibles de décomposer rapidement le carbone

(Conant *et al.*, 2001 ; Fontaine *et al.*, 2007). En particulier, un apport de matière organique fraîche (litières, exsudats) suite à un changement utilisations de terre (par exemple : labour) apporte une source d'énergie fraîche qui permet aux micro-organismes de minéraliser la MO stable ("priming effect" - (Fontaine *et al.*, 2004). La mise en culture d'une prairie conduit au déstockage du carbone du sol les deux premières années après implantation (Poeplau *et al.*, 2011).

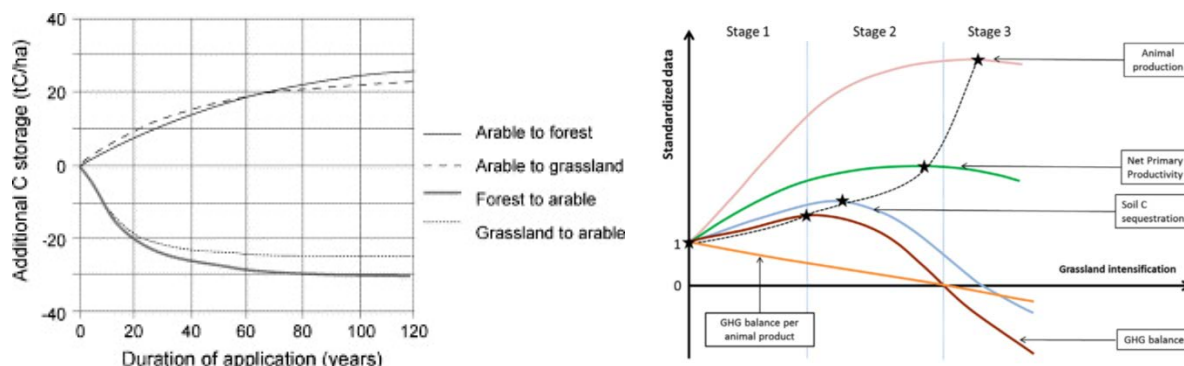


Fig. 4.3.5. Effet de changement d'utilisation du sol sur les stocks de carbone (Seguin *et al.*, 2007) et de niveaux d'intensification de prairies sur le stockage de carbone (Soussana *et al.*, 2014).

De plus, la récolte de productions végétales sur les parcelles (cultures et prairies par la fauche), prélève une quantité substantielle de végétaux diminuant le retour de matières organiques au sol et découplant les cycles de l'azote et du carbone. Une restitution de matière organique prélevée peut se faire par les apports organiques des animaux soit directement au pâturage, soit par l'épandage d'effluents d'élevage, ou produits résiduels. Ces apports peuvent contribuer au maintien ou augmentation du stock du carbone en compensant les exports liés à l'alimentation animale (Ammann *et al.*, 2007 ; Kirchmann *et al.*, 2007 ; Zeeman *et al.*, 2010). Les teneurs en matière organique suivent les tendances des matières sèches mais le carbone des effluents avicoles est principalement sous forme d'acide urique facilement dégradable (Moral *et al.*, 2005; Velthof *et al.*, 2000) tandis que le carbone des effluents bovins est relativement stable (Houot *et al.*, 2014). Enfin, au regard des émissions de gaz à effet de serre liées à l'utilisation d'engrais minéraux (N_2O), les apports organiques sont à privilégier, du fait d'un recyclage de carbone supplémentaire sur la parcelle (Spiegel *et al.*, 2014). Ainsi, globalement, la production des cultures ayant tendance à avoir plus d'impact négatifs sur le sol que la production de l'herbe, par kg de poids vif, les granivores et les ruminants dont l'alimentation n'est pas basée sur l'herbe ont tendance à avoir plus d'impacts indirects sur le sol que les ruminants alimentés à l'herbe.

Les prairies temporaires sont considérées comme ayant un potentiel de stockage intermédiaire entre la prairie permanente et la culture annuelle. Une augmentation de la durée de vie des prairies temporaires permettra non seulement de maintenir les niveaux de stockage plus longtemps, mais aussi de les augmenter (Dollé *et al.*, 2013; Kirchmann *et al.*, 2007 ; Pellerin *et al.*, 2013). Parallèlement, l'implantation des haies /bosquets et de bandes enherbées, fréquemment rencontrées dans les exploitations d'élevage (10 à 15 % de SAU) est aussi reconnue comme réservoir de biodiversité, corridor écologique, et zone-tampon entre cultures et cours d'eau, participant à la séquestration du carbone et à sa préservation (25 kg C/ha/an sur la base de 100 mètres linéaires (Ademe, 2015b ; Arrouays *et al.*, 2002 ; Pellerin *et al.*, 2013 ; Walter *et al.*, 2003). Les plantations d'arbres en bordure de champs – les haies – et en plein champ (agroforesterie) – sont un levier important pour atténuer les émissions de gaz à effet de serre, notamment grâce au stockage du carbone par ces arbres. En particulier, l'établissement ou l'entretien des prairies sur plusieurs années pour faire pâturer les animaux peut séquestrer du carbone dans le sol.

Des impacts indirectement liés à l'élevage ont été reconnus sur les sols en lien avec l'impact du travail du sol sur le stockage de carbone, concernant les surfaces mises en cultures pour l'alimentation des animaux. La mise en œuvre d'itinéraires techniques limitant le retournement du sol est cependant une solution à considérer car elle permet un accroissement de la teneur en matière organique de l'horizon de surface de 25 à 50 % en 30 ans avec un impact positif sur la biodiversité du sol, amélioration de la structure si les risques de tassement sont maîtrisés,

réduction des risques d'érosion (Alletto *et al.*, 2011; Labreuche *et al.*, 2007 ; Virto *et al.*, 2012). L'ensemble des itinéraires techniques de travail du sol simplifié incluent des opérations avec ou sans pseudo-labour ou semis direct (Robert *et al.*, 2004) ; travail superficiel ; ou un travail profond sans retournement du sol *via* plusieurs passages d'outils (mais sans labour) (Labreuche *et al.*, 2007 ; Pellerin *et al.*, 2013). Cependant, le plus souvent les teneurs en profondeurs restent comparables (Virto *et al.*, 2012). Toutefois, une variation des cultures (diversité des cultures implantées) semblerait avoir un impact supplémentaire majeur sur la séquestration du C (+11 %) sur l'ensemble des horizons du sol entre 0 et 60 cm (Luo *et al.*, 2010). Ainsi, la diversification des cultures permises par l'alimentation animale aurait des impacts positifs sur la qualité des sols en termes de matière organique. Des controverses existent concernant l'impact du labour par rapport aux techniques culturales ou labour simplifiées (TCLS) : une forte variabilité des données est souvent liée aux durées assez courtes des observations (<10 ans) ou des horizons superficiels (<30 m) et aux contextes agronomiques. Par exemple, en France, les TCSL sont développées dans des proportions variables sous colzas et blés cultivés dans le grand sud-ouest ou sur sols argilo-calcaires. Cependant dans les régions avec des climats humides, des sols peu argileux et une forte proportion de cultures de printemps dans les rotations sont peu favorables au stockage du carbone (Ademe, 2014).

4.3.1.5. Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage sur la matière organique des sols et la séquestration de carbone

Une des incertitudes actuelles porte sur la durée de séquestration du carbone par les prairies et les conditions du stockage de ce carbone (Smith, 2014). Un ensemble de déterminants impactent le potentiel d'accroissement des stocks de carbone : la quantité de carbone séquestrée sous les prairies permanentes dépend de plusieurs facteurs (climat, propriétés du sol en termes de composition et de structure, stock de carbone déjà existant dans le sol, composition floristique, chargement animal, historique de la parcelle...). Chacun de ces déterminants comprend une incertitude importante autour des estimations de changement en carbone organique des sols pour une prairie donnée. Globalement, il y a un manque de données mesurées au niveau mondial sur l'évolution de la matière organique de sols sous différentes pratiques culturales et d'élevage. Des actions ciblées pour une création des cartes ou tableaux facteur d'émission/stockage zonés en termes de contextes pédoclimatiques et liés à des types de gestion agricoles seront nécessaires pour approfondir la question. L'amélioration de la modélisation est nécessaire et devra permettre de réduire les incertitudes, qui viennent 1) du fait que les évolutions de la matière organique dans les sols sont lentes et faibles et donc souvent inférieures à l'erreur de mesure, 2) de la forte hétérogénéité spatiale des processus dans les différents types de sols et 3) des méthodes qui estiment l'évolution du carbone organique des sols, différant beaucoup dans les modes de calculs et du fait qu'il est difficile d'allouer ou non tout ou partie des impacts à l'élevage. De plus, le carbone stabilisé dans la matrice du sol n'est pas localisé de façon homogène entre les différentes strates du sol, le carbone stocké depuis plus d'un siècle étant plutôt stocké dans les horizons en-dessous de 20 cm de profondeur, et moins couramment étudiés en sciences du sol (Beniston *et al.*, 2014 ; Follett *et al.*, 2005 ; Rumpel and Kogel-Knabner, 2011). Un autre élément difficile à appréhender est lié au fait que les potentiels de stockage les plus hauts ne sont pas nécessairement localisés là où les stocks sont les plus faibles. En conséquence, conserver ou accroître des stocks déjà importants est parfois plus utile, que de chercher à en créer de nouveaux là où le potentiel de stabilisation est faible.

L'analyse des variations intra et interannuelles des flux de carbone dans des parcelles soumises à des conditions pédoclimatiques similaires mais à un mode de gestion différencié est encore trop peu documenté (Allard *et al.*, 2007 ; Ammann *et al.*, 2007 ; Jacobs *et al.*, 2007 ; Klumpp *et al.*, 2011 ; Schmitt *et al.*, 2010). Les processus impliqués dans la stabilisation et la déstabilisation du carbone, en particulier en lien avec la fertilisation azotée, n'ont pas encore été bien identifiés (Chabbi *et al.*, 2012). Un grand nombre de modèles informatiques généraux sont actuellement utilisés pour prédire la séquestration du carbone dans les systèmes agricole (c.à.d. considérant le fonctionnement général de plusieurs écosystèmes). Ces modèles ne parviennent pas à reproduire de manière satisfaisante les impacts de différents modes de gestion des prairies sur les émissions de GES et le stockage de carbone par rapport à des mesures effectuées sur des parcelles. La prise en compte des mécanismes et processus impliqués dans la stabilisation et la déstabilisation du carbone, en particulier en lien avec l'impact de la fertilisation azotée sur la stabilisation du carbone dans les sols est encore assez frustrante dans

les modèles grandes échelles (Chabbi *et al.*, 2012; Kogel-Knabner *et al.*, 2008 ; Six *et al.*, 2000). Il y a donc un besoin de faire progresser ces modèles qui, pour la plupart, ne parviennent pas à reproduire les interactions entre production primaire et temps de résidence du carbone dans les sols ; ces deux processus contrôlant la quantité de carbone stockée dans les sols à l'échelle globale (Todd-Brown *et al.*, 2013). De plus, en raison d'un faible nombre d'études comparatives, les variations intra- et interannuelles des flux de carbone pour des parcelles soumises aux mêmes conditions pédoclimatiques et mode de gestion différencié, sont actuellement peu documentées (Allard *et al.*, 2007 ; Ammann *et al.*, 2007 ; Jacobs *et al.*, 2007 ; Klumpp *et al.*, 2011; Schmitt *et al.*, 2010), ce qui rend difficile la prise en compte explicite (en terme quantitatif) pour différents contextes pédoclimatiques identifiés. Enfin, les modèles ne prennent pas suffisamment en compte le couplage entre les différents cycles biogéochimiques. Par exemple, le rôle du cycle de l'azote dans le stockage et la dégradation des matières organiques reste encore peu compris (Soussana *et al.*, 2004). Cependant, certains modèles spécifiquement conçus pour considérer des écosystèmes prairiaux montrent des résultats prometteurs pour des simulations futures (par exemple (Graux *et al.*, 2013; Ma *et al.*, 2015)

4.3.2. Impacts de l'élevage sur la qualité physico-chimique des sols

4.3.2.1. Éléments généraux

Les cycles du carbone et de l'azote sont fortement couplés i) dans les végétaux au cours de leur croissance et ii) dans les sols par la dynamique de la matière organique grâce à la capacité de microbes à recapturer l'azote et le phosphore par des processus de minéralisation-immobilisation. Ces mécanismes permettent de stocker le dioxyde de carbone atmosphérique dans le système sol-plante, par exemple des prairies, et de limiter l'émission de formes réactives d'azote (Soussana *et al.*, 2007).

De manière générale, l'animal en consommant les végétaux découple les cycles de l'azote et du carbone générant des composés azotés réactifs (minéraux) par ses effluents qui vont se retrouver sous forme de nitrate dans l'eau ou d'ammoniac dans l'air (Faverdin and J.L., 2010 ; Soussana and Lemaire, 2014). Néanmoins, l'impact découplant de l'animal pourra être nuancé selon le mode d'élevage. Ainsi, un système d'élevage lié au sol limitera l'effet découplant de l'animal *via* le fonctionnement du système sol-plante. Par exemple, dans un système d'alimentation animale où les animaux consomment en majorité les végétaux par exemple sur des surfaces très similaires à un écosystème naturel comme les prairies permanentes ou dans des systèmes de polyculture-élevage, certaines parties du cycle de l'azote et carbone sont accélérées par l'animal mais les deux cycles restent couplés. Dans des systèmes plus intensifs et non lié au sol, le recouplage par le système sol-plante ne permettra pas en revanche d'équilibrer l'effet découplant de l'animal. Dans le contexte de raréfaction à long terme du phosphore minéral (Chapitre 4.2.) et de découplage des cycles des nutriments (C-N-P), la co-existence de situations d'excédents et de situations d'insuffisance en carbone, phosphore et azote ouvrent des perspectives importantes quant à une meilleure valorisation des effluents d'élevage pour équilibrer ces situations.

Les effluents d'élevage, comme les fumiers, auront par exemple des rapports C/N autour de 10 à 20 (Fig 4.3.6.). Lors de leur décomposition, les matières végétales relargueront principalement du dioxyde de carbone et immobiliseront l'azote sous des formes stables avant de libérer progressivement de l'azote minéral. Au contraire, la minéralisation de composants avec de faibles ratios C/N comme l'urine (peu de C) ou les lisiers relargueront rapidement de l'azote minéral (ex. NH₃) et conduire potentiellement à des risques de pollutions très élevés en cas d'excès (Allard *et al.*, 2004 ; Faverdin *et al.*, 2007 ; Lemaire *et al.*, 2008 ; Maire *et al.*, 2012).

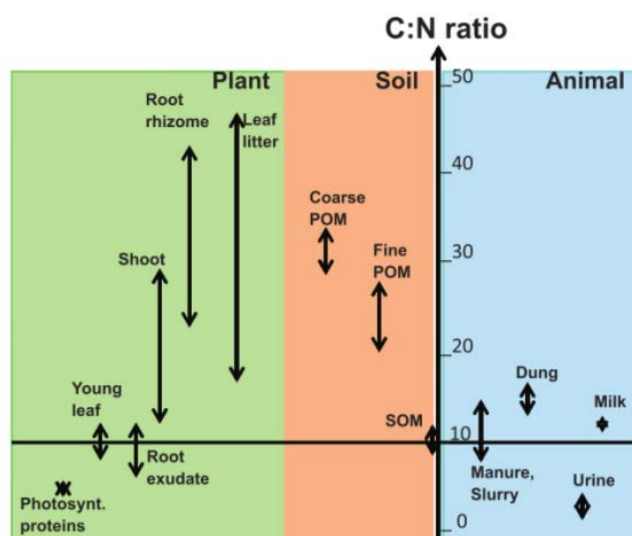


Figure 4.3.6. : Diversité des C:N ratios dans les compartiments plantes, sols et prairies (Soussana and Lemaire, 2014)

Les rapports C/N diminuent au cours de la décomposition des plantes conduisant à la matière organique du sol (SOM). Les rapports C/N d'effluents d'animaux sont proches de ceux de la SOM, qui est la référence. Durant la décomposition, les compartiments avec des rapports C / N élevés libéreront principalement du CO₂ et immobiliseront le N avant de le libérer sous forme inorganique par le réseau minéralisation. En revanche, la minéralisation de composés à faible rapport C / N (par exemple : l'urine, les boues...) libère principalement de l'N minéral et est associée à des risques élevés de pertes d'N vers l'environnement. Les plages de rapports C/N correspondent ici aux prairies tempérées.

4.3.2.2. Impacts directs de l'élevage associés à la conduite du troupeau au pâturage

Pâturage et risque de compaction des sols

Un impact direct de l'élevage sur la structure physique des sols est le risque de compaction des sols *via* le piétinement, souvent liée à une intensité d'utilisation trop importante (en particulier dans le cas du surpâturage). Les animaux qui sont plus lourds (bovins) ou qui fouissent le sol ou se vautrent (porcs) ont plus d'impacts directs sur le sol. Ils compactent la structure du sol et détruisent la végétation. Ceci est visible et particulièrement apparent autour des abreuvoirs, des mangeoires et à l'entrée des parcelles pâturées où les animaux ont tendance à s'agglomérer. Les risques de compaction liés au pâturage des animaux ont été largement étudiés pour les animaux les plus lourds (Bell *et al.*, 2011 ; Cecagno *et al.*, 2016; Flores *et al.*, 2007 ; Tracy and Zhang, 2008). Néanmoins, les impacts négatifs du piétinement sur la structure du sol ne sont pas très bien compris et des efforts de recherche pourraient être faits à ce sujet. Les petits ruminants comme les ovins et caprins ont une pression statique similaire aux pressions de contact d'une roue (74-81 kPa) de tracteur déchargé (Greenwood and McKenzie, 2001). Les bovins exercent quant à eux environ deux fois la pression statique des petits ruminants sur quatre fois plus de surfaces et peuvent ainsi causer beaucoup plus de dommages (Greenwood and McKenzie, 2001). La pression exercée par les ruminants en mouvement peut être 70 fois supérieure à cause du transfert d'énergie cinétique liée à la distribution du poids des animaux sur seulement 2-4 sabots.

Pâturage et risque d'acidification des sols

L'impact de l'élevage sur les dynamiques d'acidification des sols ont été reconnus (Martins *et al.*, 2014). Le pâturage peut conduire à des niveaux plus élevés d'acidification des sols. Les excès d'urines impactent plus des sols nus que des systèmes basés sur une couverture végétale, éventuellement non pâturée par les animaux (Haynes and Williams, 1993). En conséquence, la contribution de l'élevage à l'acidification des sols est plus

importante dans des zones fortement exposées au dépôt d'urine. Dans ces zones, l'urine passe à travers les macropores du sol et se retrouve dans les horizons profonds. Divers travaux ont visé à estimer les dépôts directs de minéraux par les animaux au pâturage. Selon Whitmore, la quantité d'urine délivrée par une vache au pâturage serait de l'ordre de 2 litres/0,4 m² soit une application instantanée de 400-1 200 kg N ha⁻¹ (Whitmore and Van Noordwijk, 1995). Bien que la déposition d'urine par des animaux représente une entrée d'azote aux pâtures, sa distribution n'est généralement pas uniforme, ayant lieu principalement autour des mangeoires, des abreuvoirs, des bâtiments. Un processus de nitrification peut dès lors survenir et le sol sera acidifié si les nitrates sont lessivés en dehors de la zone d'enracinement, et qu'ils ne sont donc pas captés par les plantes (Bolan *et al.*, 1991). Ce phénomène sera d'autant plus important que l'intensité de pâturage sera élevée, ce qui impliquera une augmentation de l'azote minéral dans le sol (Unkovich *et al.*, 1998). En outre, la présence d'animaux peut conduire à l'extraction de cations (découplages des cycles de K et P) et avoir ainsi des impacts négatifs sur le long terme (Whitehead, 2000). Néanmoins, ces impacts négatifs restent relativement modérés, de l'ordre de 0,19 kg de calcium et 0,17 kg de magnésium exportés par an (Kunrath *et al.*, 2014) et principalement dans des zones tropicales. L'acidification des sols peut conduire à des diminutions des rendements de cultures et des coûts liés à un besoin de chaulage pour compenser ces processus (Powell *et al.*, 1998).

Acidification indirecte des sols et eutrophisation terrestre des habitats oligotrophes par émission d'ammoniac

Le secteur de l'élevage engendre près des deux tiers de l'ammoniac d'origine anthropique, qui contribue sensiblement aux pluies acides et à l'acidification des écosystèmes (FAO *et al.*, 2006). En ce sens, l'élevage a un impact indirect sur des terres agricoles ou non-agricoles sur lesquelles de l'azote peut être redéposé *via* les pluies acides. Selon l'Expertise collective sur les flux d'azote liés aux élevages (Peyraud *et al.*, 2012), l'ammoniac émis par l'élevage est susceptible de participer à la pollution atmosphérique en intervenant dans la formation de particules fines dommageables pour la santé, mais aussi être déposée par la pluie sur un écosystème naturel qu'elle va contribuer à acidifier et/ou à eutrophiser. Sutton *et al.* soulignent l'impact des émissions d'ammoniac dans le cadre de la pollution de l'air à longue distances (Sutton *et al.*, 2011). La moitié de l'azote apporté aux cultures pour la fertilisation serait retrouvée dans les récoltes utilisées comme aliment pour l'homme ou le bétail mais l'autre moitié s'échapperait vers l'atmosphère (NH₃, NO_x, N₂O, N₂) ou vers l'eau (NO₃⁻, azote organique dissous) ou serait potentiellement stockée dans le sol sous forme de matières organiques plus ou moins labiles (*cf.* chapitre 4.1.). Portejoie *et al.* indiquent que les retombées acides, chargées d'ammonium, ont diverses conséquences en particulier sur les sols en modifiant leurs caractéristiques physico-chimiques débouchant sur un enrichissement en azote ou une acidification impliquant une perturbation de la faune et de la flore parfois une disparition dans les cas extrêmes (Portejoie *et al.*, 2002). En plus de l'effet acidifiant, la déposition d'azote peut avoir d'autres impacts négatifs sur les écosystèmes, comme l'eutrophisation terrestre. Un apport important d'azote à des écosystèmes pauvres en nutriments perturbe largement les plantes et microorganismes adaptés à des conditions pauvres en nutriments qui sont uniquement compétitrices dans des sols pauvres avec une faible disponibilité en azote. Dans les cas les plus drastiques, l'eutrophisation terrestre peut conduire à une sélection des espèces en faveur d'espèces nitrophiles (Bobbink *et al.*, 1998). En particulier, l'enrichissement d'un sol en azote peut être toxique pour certaines plantes en particulier en présence de NH_x ou NO_y ou au moins entraîner un déséquilibre dans leur alimentation qui peut augmenter leur fragilité vis-à-vis d'autres facteurs secondaires de stress et vis-à-vis de pathogène (Portejoie *et al.*, 2002). Bien qu'un enrichissement du milieu en azote puisse être favorable à la fertilité des sols en stimulant le stockage de carbone (Holland *et al.*, 1997 ; Nadelhoffer *et al.*, 1999), il aura un effet drastique sur la composition de la biodiversité de ces sols et sur la biodiversité (faune/plantes) associée et augmentera les risques de lessivage de nitrates (*cf.* chapitre 4.2) et les émissions de N₂O et NO_x (*cf.* chapitre 4.1) (Bouwman *et al.*, 2002). L'expertise collective sur les flux d'azote a souligné que le rôle de fertilisant des nitrates sur les milieux naturels ou semi-naturels comme les forêts n'est pas toujours bénéfique car il conduit à la prolifération de certaines espèces aux dépens d'autres moins communes (processus d'eutrophisation) et à une perte de biodiversité (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011 ; Dise *et al.*, 2011 ; Durand *et al.*, 2011) qui concernent une grande partie de l'Europe (Hettelingh *et al.*, 2009). L'eutrophisation terrestre a en effet été identifiée comme la plus grande source de dommages sur la végétation dans les réserves naturelles européennes, en particulier sur les forêts de conifères.

4.3.2.3. Impacts indirects de l'élevage associés à la gestion des effluents et des cultures

Impacts de l'élevage sur l'azote et le phosphore

L'élevage a des impacts directs sur les éléments minéraux azote et phosphore soit directement *via* le pâturage soit *via* l'épandage des effluents. En effet, la plupart des composants azotés et le phosphore sont excrétés par les animaux (Janzen, 2011). De nombreuses études ont porté sur la quantification des minéraux relargués par les animaux. Concernant la question de l'azote et du phosphore, il est essentiel de considérer que leurs charges sont différentes en fonction des régions selon l'orientation agricole (Le Gall *et al.*, 2005). Ainsi, dans des territoires français à haute densité animale comme le Nord-Ouest de la France, les excédents des bilans azotés (différence entre apports totaux au sol et exportations par les productions végétales) dépassent ainsi 40 à 50 kg N/ha/an ; ils dépassent 130 kg N/ha de SAU dans plusieurs secteurs qui combinent production laitière et élevage de monogastriques (Finistère, Côtes d'Armor, Morbihan) ou production de viande bovine et de volailles (sud des Pays de la Loire) ou dans ceux qui sont spécialisés en production laitière (sud Manche, nord Mayenne, Ille-et-Vilaine) (Bertrand *et al.*, 2007) ; la problématique sera alors plutôt de les diminuer. En revanche, dans des zones où l'élevage est peu présent, comme dans des zones spécialisées de grandes cultures, la question sera d'apporter de l'azote et du phosphore à des sols qui en manquent pour un bon fonctionnement. Les bilans azotés sont plus faibles en moyenne dans les zones de grande culture, la moyenne nationale s'établissant à 29 kg/ha/an. Concernant le phosphore, la forte concentration de l'élevage a contribué à dégrader la qualité des sols. Les territoires d'élevage intensif comme la Bretagne, se caractérisent par des teneurs élevées en phosphore des sols et qui continue à s'accroître (Gis Sol, 2011a) conduisant à l'eutrophisation des écosystèmes. Cette accumulation de P s'explique par les importations par les aliments et non retenu par les animaux. Elle résulte aussi du ratio N:P (4,1 à 5,1) des effluents qui est beaucoup plus faible que celui des plantes (6,1 à 8,1) (Eghball, 2003 ; Sharpley and Smith, 1994).

Le cas des effluents d'élevage épandus

L'expertise collective sur les Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (Mafor) a abordé la composition des effluents d'élevage et leur impact agronomique (Houot *et al.*, 2014). Cette expertise souligne la grande diversité des déjections animales en termes de composition qui dépend du type d'animal considéré, mais aussi de son stade de développement, de son alimentation, du mode de gestion de l'élevage (sur caillebotis ou sur litière) et enfin du moment du prélèvement (déjections fraîches ou stockées). De plus, une diversité importante des moyens de gestion et de traitement de ces déjections peut générer différents coproduits de différentes compositions (stockage simple, compostage, traitement de l'azote, méthanisation) (Loyon *et al.*, 2011). Cette expertise a fait l'état des lieux d'études visant à quantifier les éléments minéraux dans les effluents d'élevage qui ont été largement étudiées. L'ESCo MaFOR a proposé une composition moyenne et/ou minimum-maximum en azote pour toutes les grandes classes de déjections animales en se basant sur la bibliographie (Ademe *et al.*, 2005 ; Chambre d'Agriculture Picardie, 2001 ; ITAVI, 2003 ; Levasseur, 2005 ; Loyon *et al.*, 2011). Les teneurs en azote des lisiers porcins sont supérieures à celles des lisiers bovins. Elles se situent, selon le stade physiologique et le niveau de dilution, entre 1,5 à 9,6 gN/kg de Matière Brute pour les lisiers porcins et entre de 0,9 à 5,4 gN/kg de MB pour les lisiers bovins. Les teneurs des lisiers avicoles varient entre 1,5 et 6,8 gN/kg de MB et sont donc parfois jusqu'à quatre fois plus élevées que celles des déjections porcines ou bovines (ITAVI, 2003 ; Loyon *et al.*, 2008). La teneur en azote total des fientes de poules pondeuses varie en moyenne de 15 à 46 gN/kg de MB selon les systèmes de pré-séchage ou de séchage installés à l'intérieur ou à l'extérieur des bâtiments (ITAVI, 2003). Dans le cas des fumiers, le compostage permet d'obtenir un produit final enrichi en éléments fertilisants (N, P, K) comparé au produit initial et qui est désodorisé ce qui facilite le transport (Houot *et al.*, 2014).

Les teneurs en phosphore et potassium suivent des tendances similaires entre types d'effluents mais diffèrent dans les valeurs calculées. Globalement, les teneurs en P et K sont plus faibles pour les effluents d'origine bovine que porcine, elles-mêmes plus faibles que celles de volailles. Enfin, les teneurs en Mg et Ca ont aussi été étudiées et suivent aussi des tendances similaires mais ces tendances sont différentes de celles du P et K. Les teneurs les plus faibles sont observées pour les Mafor d'origine porcine. Les actions de séchage ou de compostage conduisent à une augmentation de ces teneurs car ces éléments n'existent pas sous forme volatile et ils se concentrent dans les Mafor. Si les effluents d'élevage permettent d'enrichir le sol en matière organique et

apportent de l'azote, nombre de précautions sont à prendre pour éviter les émissions d'ammoniac dans l'air ou la lixiviation de l'azote dans le sol (*cf.* chapitre 4.1 et 4.2). Conduits vers la méthanisation, les effluents produisent de l'énergie renouvelable. Néanmoins, la méthanisation et le compostage dégradent une partie des contaminants organiques pouvant se trouver dans les effluents. Les impacts des produits de dégradation sont encore peu connus.

La valorisation d'effluents d'élevage a été largement étudiée et les bilans azotés plutôt bien estimés. Une controverse subsiste quant à une sous-estimation de l'azote disponible des formes organiques (Pellerin *et al.*, 2013). Une controverse existe en particulier autour du fait que les cultures fertilisées avec des fertilisants organiques soient ou non plus excédentaires en azote que les cultures fertilisées uniquement par des engrais minéraux. Paustian *et al.* faisaient l'hypothèse que la sous-estimation du stockage d'azote dans le sol était due à la sous-estimation de l'azote lié à la lignine qui devrait s'incorporer à la matière organique du sol (Paustian *et al.*, 1992). Une meilleure prise en compte de l'azote organique dans les bilans en calculant les plafonds de substitution possible serait nécessaire et ferait écho aux travaux concernant les liens entre matière organique et azote minéral appelant à une meilleure prise en compte de la question du couplage des cycles de l'azote et du carbone (Soussana and Lemaire, 2014). Une meilleure estimation des quantités d'azote organique prenant en compte l'état de l'effluent (durée décomposition/digestion, type stockage et température, humidité) sera recommandée avant l'épandage. Tittarelli *et al.* estiment que l'évaluation de l'azote organique potentiellement minéralisable doit être prise en compte pour bien estimer la capacité de sols ayant reçu du compost à fournir de l'azote sur plusieurs années (Tittarelli *et al.*, 2007). Ils précisent que 30-35% de l'azote total sera relargué la 1^{ère} année et la majorité de l'azote dans les deux premières années. Diacono et Montemurro précisent que pour bénéficier d'une fertilisation optimale en azote, les fertilisants organiques devraient être appliqués avec le taux le plus élevé possible en matière organique et le plus fréquemment possible pour permettre un relargage progressif d'azote minéral (Diacono and Montemurro, 2010). Des progrès ont été faits en termes de modélisation avec l'outil MANNER (MANure Nitrogen Evaluation Routine (Chambers *et al.*, 1999)). Cet outil d'aide à la décision fournit une estimation fiable de la fourniture d'azote aux plantes suite à l'épandage de fumier. D'après la synthèse de l'expertise collective sur les flux d'azote en élevage (Peyraud *et al.*, 2012), l'outil MANNER prédirait de manière satisfaisante les pertes azotées et les rendements des cultures permis par un épandage de fumier en considérant la valeur de substitution de l'azote pour les fumiers suite à un épandage.

Les Mafor peuvent être sources de contaminations locales et diffusent. Elles renferment également de nombreux contaminants chimiques (organiques et minéraux) sous forme d'éléments traces ayant un effet toxique démontré sur les êtres vivants à certaines doses (Houot *et al.*, 2014). Les éléments traces métalliques (ETM) comme le cuivre, le plomb, le zinc, etc., sont présents dans les roches et dans les sols à des teneurs très faibles, d'où leur nom. Si certains de ces éléments sont nécessaires à la vie (oligo-éléments), ils peuvent tous devenir toxiques, notamment quand ils sont trop abondants mais surtout s'ils sont présents sous certaines formes chimiques. Les effluents sont une des principales sources de cuivre et de zinc dans les sols agricoles. La réduction des flux passe par le raisonnement de l'alimentation animale et du plan de fumure. En ce qui concerne l'élevage, les teneurs en ETM dans les sols sont influencées par des apports diffus, importants pour l'écotoxicité terrestre (amendements, engrais et traitements phytosanitaires agricoles. En ce qui concerne les apports volontaires ou involontaires d'ETM en agriculture (*via* les boues de stations d'épuration, les engrais, etc.), la diminution des flux d'apports passe par l'amélioration progressive et continue de la qualité des produits épandus (Gis Sol, 2011b). Tout épandage de Mafor contenant des éléments traces minéraux, très persistants dans l'environnement, contribue à leur accumulation progressive dans les sols.

Les traitements médicamenteux ou phytosanitaires peuvent également contribuer aux processus du sol. Certaines molécules ne sont pas entièrement transformées par l'animal. Elles se retrouvent alors sous forme inchangée dans les déjections et cela peut avoir des impacts très négatifs sur les insectes coprophages des bouses. L'expertise collective Mafor a montré que les matières fécales contenues dans les effluents d'élevage pouvaient contribuer à disséminer l'antibiorésistance (Houot *et al.*, 2014). Emportant de nombreuses bactéries et des résidus d'antibiotiques, ces effluents constituent un terreau favorable à la sélection de bactéries résistantes. Concernant les traitements phytosanitaires, connaître le cycle des parasites permet de savoir à quels moments les traitements sont les plus efficaces. Leur cycle dépend fortement des conditions météorologiques. Une piste

serait d'aménager les périodes de traitement en fonction des cycles biologiques des insectes, en l'occurrence adapter la gestion du troupeau (pâturage par groupe d'âge, mixte) et la gestion du fumier. Toutefois, plus largement, les Mafor sont vectrices d'agents pathogènes, bactéries mais aussi virus, parasites... Aucune contamination microbienne d'origine fertilisante n'a été identifiée en tant que source d'un problème de santé publique. Et certains traitements applicables aux Mafor (chaulage, compostage, digestion anaérobie...) sont reconnus pour réduire efficacement la présence d'agents pathogènes dans les Mafor.

Le cas des légumineuses

Ainsi des pratiques spécifiques telles que l'intégration de prairies à base de légumineuses dans les rotations permettraient d'améliorer la qualité physico-chimique et biologique des sols, par l'apport de matière organique et d'azote issu de la fixation « symbiotique » (Franzluebbers *et al.*, 2014 ; Soussana and Tallec, 2010). Les légumineuses sont reconnues pour différents impacts positifs en particulier pour favoriser des entrées d'azote par la fixation symbiotique de l'azote *via* des microorganismes du sol ce qui est un des processus biologiques naturel, limitant ainsi les besoins d'intrants (fertilisation organique et minérale- (Nyfeler *et al.*, 2011)). Le pourcentage d'azote du pois issu de la fixation symbiotique a été estimé à environ 70-80% et donc on peut estimer qu'une culture de pois fixe environ 180 à 200 kg N/ha dans les parties aériennes (Vertès, 2010) sans compter les parties racinaires et les rhizodépôts. Les légumineuses prairiales ont des taux de fixation symbiotique pouvant être plus élevés (Vertès *et al.*, 1995), les quantités d'azote fixées dans les parties aériennes varient de 150 à 250 kg N/ha ce qui peut assurer l'autonomie de nutrition azotée d'une prairie d'association dès que le taux de légumineuses dépasse 25-30% de la biomasse présente. La disponibilité en azote après une légumineuse est supérieure à celle d'autres précédents non légumineuses (Jensen and Hauggaard-Nielsen, 2003) (Justes *et al.*, 2009 ; Justes *et al.*, 2010). Ce qui est encore peu connu et mériterait un effort supplémentaire de recherche est la capacité de fixation de l'azote par des types de méteils prairiaux ou céréaliers intégrant des légumineuses de différents types. La luzerne est en effet bien connue mais de nombreuses autres légumineuses peuvent être cultivées, pures ou en association. De plus, les légumineuses peuvent mieux mobiliser les ressources nutritionnelles du sol, dans l'espace et le temps, grâce à leurs systèmes racinaires étendus, par rapport à d'autres plantes (Peyraud *et al.*, 2014). Ces mécanismes sont reconnus mais pourraient être mieux compris. Afin de tirer le meilleur parti des légumineuses, il est important de limiter les apports d'engrais car l'assimilation racinaire peut compléter, voire remplacer la fixation d'azote atmosphérique si la légumineuse est fertilisée. En effet, par une série de mécanismes physiologiques et de boucles de rétroaction de l'échelle de la plante à celle de l'écosystème, les légumineuses sont capables de réguler la fixation d'azote de l'air en fonction de la productivité du site où elles sont implantées, en d'autres termes en fonction de la demande en azote du système. Ainsi, les légumineuses prendraient en compte la différence entre la demande en azote nécessaire à la production et sa disponibilité à partir des sources non-symbiotiques. Elles seraient alors capables d'ajuster le niveau de fixation symbiotique pour combler les besoins (Hartwig, 1998 ; Lüscher *et al.*, 2011 ; Soussana and Tallec, 2010). Ainsi, il n'y aurait pas d'antagonisme entre une forte productivité et la fixation symbiotique puisque cette dernière serait régulée par la demande en azote. Enfin, même si les entrées élevées d'azote symbiotique peuvent causer un risque de lessivage de nitrates (Loiseau *et al.*, 2001 ; Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003), ce lessivage peut être évité en utilisant prioritairement des mélanges graminées-légumineuses, la meilleure couverture du sol assurant un captage plus compétitif de l'azote (Lüscher *et al.*, 2014 ; Nyfeler *et al.*, 2011 ; Nyfeler *et al.*, 2009).

Impacts indirects de l'élevage sur la structure physique des sols, en particulier l'érosion

Des risques de dégradation physico-chimique des sols ont été clairement identifiés comme liés à des impacts indirects de l'élevage sur la structure des sols, en particulier l'érosion. Ces impacts indirects ont lieu principalement à travers de la production des cultures que consomment les animaux, qui peut entraîner plusieurs impacts sur le sol : érosion, compaction, acidification, une perte de carbone organique du sol, et dans des zones arides, la salinisation (FAO, 2010). L'accumulation de la matière organique se fait à travers des agrégats du sol, lesquels, à leur tour, améliorent la structure du sol, ainsi que les taux d'infiltration et la capacité de rétention d'eau du sol puis le risque d'érosion des sols et la perte de nutriments. Le maintien d'une teneur suffisante en C des sols procure de nombreux bénéfices dont la régulation de la dynamique de l'azote, la fourniture d'éléments

nutritifs aux plantes, le maintien d'une activité biologique importante et une plus grande résistance à l'érosion (Matson *et al.*, 1997). L'enracinement profond dans le cas de l'usage de légumineuses est en particulier pertinent pour limiter l'érosion (Franzluebbers *et al.*, 2014). De manière générale, un élevage lié au sol aurait un impact indirect positif sur le risque d'érosion puisqu'il favorise une couverture permanente des sols dans le cas de prairies ou au moins par une diversification des cultures et une durée moins longue de sols nus. Ceci dépendra néanmoins largement du système de cultures mis en place et de la recherche d'autonomie alimentaire pour les troupeaux. Ainsi, des systèmes de cultures favorisant l'intégration de prairies et cultures dans des rotations longues avec couverture intermédiaire auront des effets positifs sur les sols ; à l'inverse des systèmes avec maïs ensilage ou autre cultures fourragère annuelle en monoculture ou dans des rotations courtes auront un impact plus négatif sur les sols. Enfin, l'impact négatif du travail du sol dans les itinéraires techniques considérés ne doit pas être négligé, notamment sur l'érosion dans des parcelles en pente. A ce jour, la part de couverts intermédiaires et cultures dérobées dans les surfaces en cultures annuelles reste faible au niveau français, tout comme les surfaces en TCS (figure 4.3.7.).

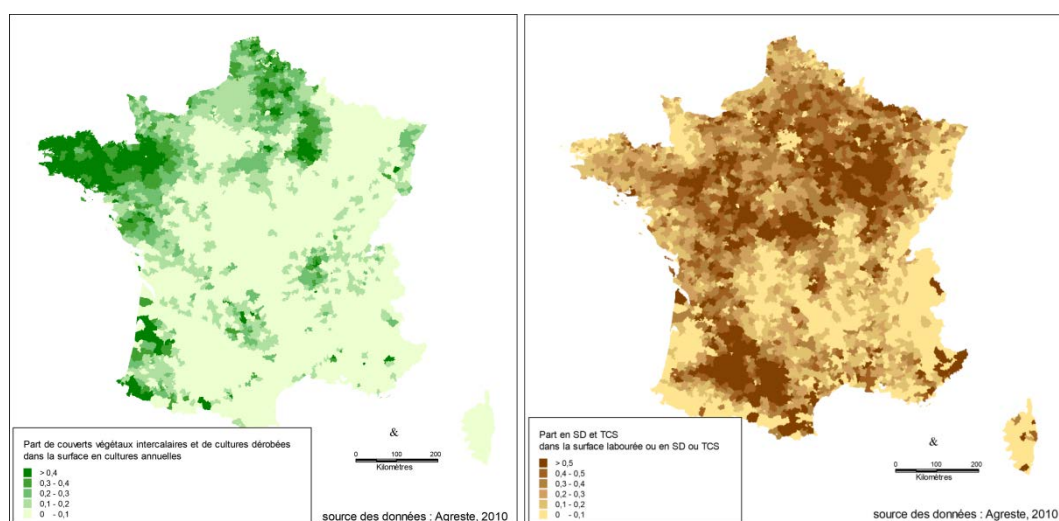


Figure 4.3.7. Part de couverts intermédiaires et cultures dérobées dans les surfaces en cultures annuelles et part de surface en SD et TCS dans la surface labourée (Agreste, 2010⁶)

La polyculture-élevage ou l'intégration d'élevage dans les systèmes de cultures pour favoriser la qualité des sols

L'intégration cultures-élevage à l'échelle de l'exploitation ou du territoire est une option de plus en plus reconnue au niveau international comme favorable à une durabilité économique et environnementale de l'agriculture par un meilleur recyclage du carbone et de l'azote permettant de limiter des intrants (Hendrickson *et al.*, 2008 ; Lemaire *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2014 ; Schiere *et al.*, 2002). Elle est en particulier supposée avoir un impact positif sur la qualité des sols en permettant de rediversifier les rotations en insérant en particulier des légumineuses destinées à l'alimentation animale et en bénéficiant de la fertilisation organique fournie par les animaux d'élevage (Liebig *et al.*, 2012 ; Sanderson *et al.*, 2013). Diacono et Montemurro ont montré par une revue de littérature que l'application de fertilisants organiques sur le long terme pouvait en l'occurrence permettre d'augmenter le carbone organique du sol de 90% par rapport à un sol non fertilisé et 100% par rapport à un sol recevant une fertilisation minérale chimique (Diacono and Montemurro, 2010). Les résidus, particulièrement s'ils sont compostés, augmenteraient la fertilité physique des sols en améliorant la stabilité des agrégats et en faisant diminuer la densité apparente de 15% (Diacono and Montemurro, 2010). Ceci fait écho à la littérature présentée

⁶ Voir Recensement Agricole 2010

précédemment sur les impacts de l'élevage sur les sols en termes de carbone et d'azote et les potentiels déverrouillages en recréant du lien avec les cultures. Soussana et Lemaire soulignent que ces bénéfices dépendent largement de la durée des prairies dans les rotations et de l'intensité de leur conduite (Soussana and Lemaire, 2014). Néanmoins une réelle intégration entre cultures et élevage via l'alimentation animale pour diversifier les rotations et la valorisation de la fertilisation organique sur les cultures est indispensable pour atteindre les objectifs agronomiques escomptés (Hendrickson *et al.*, 2008). Ainsi l'intégration cultures-élevage pourrait permettre de re-coupler les cycles de l'azote et du carbone en limitant l'effet découplage induit par l'élevage tout en capitalisant sur les bénéfices réciproques en termes d'amélioration des sols en grandes cultures, améliorant l'approvisionnement des élevages en aliments d'origine locale ('territorialisation de l'alimentation des animaux'), et réciproquement avec les effluents d'élevage. Cette diversification avait été mise en œuvre de manière empirique pour maintenir la fertilité des sols, limiter l'usage des engrais (Jensen *et al.*, 2010), la fixation symbiotique étant alors la première source d'azote, le recyclage des déjections animale étant la seconde et aussi limiter le risque de développement des pathogènes.

Dans le cadre de l'intégration cultures-élevage à l'échelle de territoires, les impacts de l'élevage sur le système de culture sont principalement indirects car le déplacement d'animaux pour pâturer dans les exploitations de grande culture est rarement envisagé. Deux leviers principaux sont alors en jeu au niveau des systèmes de culture pour améliorer la qualité physico-chimique et biologique des sols : i) la diversification des rotations et des assolements des céréaliers (incluant la mise en place de couverts en intercultures) permettrait de fournir aux éleveurs une offre alimentaire locale pour leurs animaux et lèverait les verrous liés à la commercialisation des cultures généralement peu ouverte aux méteils (que ce soit des méteils fourragers ou des méteils céréaliers) ou aux cultures alternatives (Meynard *et al.*, 2013; Pellerin *et al.*, 2013) et ii) l'apport de fumure organique aux systèmes de grande cultures en provenance des élevages pourrait aussi favoriser la qualité physico-chimique et biologique des sols en particulier au niveau de leur matière organique et de leur fonctionnement (Ademe, 2015a ; Kätterer *et al.*, 2011; Pellerin *et al.*, 2013).

4.3.2.4. Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage les autres aspects de la qualité physico-chimique des sols

Concernant l'opportunité de recréer du lien au sol et d'améliorer la qualité des sols par la polyculture-élevage à l'échelle de l'exploitation ou des territoires, de nombreuses questions sont en suspens. Les changements de pratiques évoqués précédemment (diversifier les rotations cultures-prairies, maintenir les prairies permanentes, désintensifier le pâturage, ...) posent des questions sur les itinéraires techniques de cultures alternatives dans différents contextes locaux, mais aussi la conduite de méteils ou d'associations végétales en cultures principales ou en dérobées pour l'alimentation des animaux (Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2014). Le lien entre réinsertion d'élevage en zone de cultures et qualité des sols est aussi à préciser. Les intérêts escomptés dépendront en effet de la conduite des systèmes et des connaissances sont encore manquantes. Des études en cas réel sont nécessaires pour établir les réels impacts des pratiques d'intégration cultures-élevage à l'échelle du territoire sur la qualité du sol, dont le caractère positif doit être vérifié dans divers contextes et selon certains seuils.

4.3.3. Impacts de l'élevage sur le fonctionnement biologique des sols

4.3.3.1. Impacts de l'élevage associés à la gestion des effluents et des cultures sur le fonctionnement biologique des sols

Liens directs entre prairies et vie du sol

Parmi les surfaces agricoles utilisées pour l'élevage, les prairies sont considérées comme des écosystèmes pouvant héberger une grande biodiversité non seulement floristique (60% cf section 4.5) et microbienne (Figure 4.3.8.). Ceci a été étudié principalement dans le cas des prairies mais les mécanismes sont encore mal connus. Les prairies permanentes ou semi-naturelles hébergent une grande biodiversité dans leurs sols (microbes, micro-

, méso- et macrofaune) tandis les prairies mono-spécifiques semées et cultures ont une tendance contraire (Dumont *et al.*, 2013; Soussana and Duru, 2007). Cette biodiversité des sols joue un rôle majeur dans la minéralisation de la matière organique, le cycle du carbone et de nombreux grands cycles biogéochimiques.

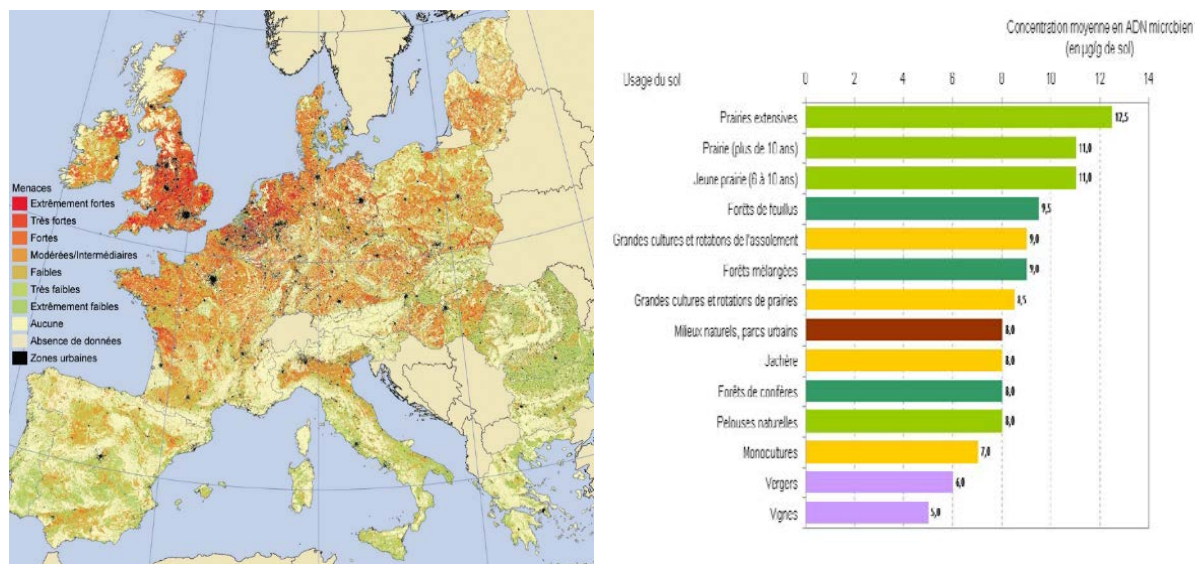


Figure 4.3.8. Atlas Européen sur la menace potentielle de la biodiversité des sols en 2010 (UE-Gessol, 2010) et biomasse microbienne des sols par type d'usage du sol en France métropolitaine (Gensol-Gessol, 2002)

Plus largement dans les agro-écosystèmes, la biodiversité du sol est liée à l'intensité des pratiques culturales, qui jouent sur les communautés microbiennes. Par exemple, un rapport bactérie/champignon élevé dans les systèmes les plus intensifs augmente le recyclage des matières organiques et accroît aussi les risques de pertes des nutriments. Dans ce contexte, la mise en œuvre de pratiques favorisant une « restauration » de la biodiversité des agroécosystèmes apparaît comme un levier favorable à la production d'un panel plus large de services, et compatible avec la multifonctionnalité des systèmes agricoles (Carrère *et al.*, 2012).

Les perturbations provoquées par les interventions (pratiques agricoles) se traduisent par des modifications des communautés biotiques et du fonctionnement des réseaux trophiques (Lewandowska *et al.*, 2014). L'intensification des pratiques s'accompagne d'une augmentation de la productivité végétale aux dépens de la diversité spécifique végétale, induisant une augmentation des bactéries du sol aux dépens des champignons. Les résultats sur les arthropodes sont moins clairs ; certains travaux suggèrent que la diversité des arthropodes est positivement liée à la diversité des plantes (plus de niches/ types de substrats en milieu extensif) tandis que d'autres suggèrent que l'augmentation du niveau d'intrants peut se traduire par une augmentation de la diversité spécifique des détritivores et des herbivores (plus de biomasse/ ressources en milieu intensif). Ces résultats indiquent un plus fort impact négatif de l'intensification des pratiques sur les consommateurs de racines que sur les consommateurs de champignons ou de bactéries, avec pour conséquence une modification de la structure du réseau trophique.

En ce qui concerne l'introduction d'autres espèces, comme des légumineuses à graines, au sein des rotations a un impact positif sur la diversité microbienne des sols, ce qui peut contribuer à réduire la gravité des maladies d'origine tellurique (Kloepper *et al.*, 1999; Lupwayi *et al.*, 1998). Dans les prairies, les communautés végétales (espèces végétales présentes et leur proportion relative) et leur fonctionnement (stratégies de croissance) évoluent en fonction de l'intensité d'utilisation (Louault *et al.*, 2005). Les modalités de gestion exercent un contrôle sur les communautés microbiennes du sol et les taux de décomposition des matières végétales (stockage du C), à travers les communautés végétales. Par exemple, dans les systèmes les plus intensifs, un

rapport bactérie/champignon élevé, augmente le recyclage des matières organiques ce qui réduit le transfert et le stockage du carbone dans le sol et accroît les risques de pertes des nutriments (Fontaine *et al.*, 2011; Klumpp *et al.*, 2009 ; Klumpp and Soussana, 2009). La macrofaune (vers de terre, cloportes, carabes), la mésofaune (0,2 à 0,4 mm comme collembolles et acariens) mais aussi la microfaune (en particulier les nématodes et leurs interactions avec les microorganismes du sol) stimulent généralement la décomposition de la matière organique.

En ce qui concerne la biodiversité du sol, l'activité des lombriciens a été récemment identifiée comme un facteur pouvant conduire à une augmentation des émissions de 33 % et 42 % des émissions de CO₂ et N₂O (Lubbers *et al.*, 2013) mais ces études sont controversées. Deux sources potentielles ont été identifiées : i) l'émission directe de GES via les microorganismes présents dans leur tube digestif (Drake and Horn, 2007) ; et ii) la stimulation indirecte des émissions de GES via une modification de la disponibilité de substrat et une modification de la structure du sol, cette dernière conditionnant l'état hydrique et anoxique du sol (Capowiez *et al.*, 2014 ; Chapuis-Lardy *et al.*, 2010).

Pour ce qui est des pratiques culturales, des impacts ont été observés après adoption du non-labour (Labreuche *et al.*, 2007). Enfin, le non-retournement bien qu'impliquant la protection de la surface du sol, la stabilisation de la structure, la rétention d'eau et d'éléments et servant d'abri et de nourriture aux organismes bénéfiques pour le sol (vers de terre, champignons, etc.) et ayant donc un impact globalement positif sur la vie du sol induirait aussi une pression plus forte de certains bio-agresseurs (adventices, agents pathogènes, limaces, rongeurs, etc.) qui impliquerait une lutte souvent chimique (Labreuche *et al.*, 2007). Ceci est plus indirectement lié à l'élevage mais impacté pour les surfaces liées à l'alimentation des animaux.

Le cas des effluents d'élevage

L'expertise scientifique Mafor a étudié les impacts des différents types d'effluents d'élevage sur la vie du sol (Houot *et al.*, 2014). Cette analyse a révélé d'une part de grandes lacunes sur cette question et des controverses sur le peu d'études ayant été faites. Néanmoins, des études ont été réalisées concernant l'impact de différents types d'effluents sur la macrofaune du sol et sur les activités enzymatiques. Concernant la macrofaune du sol, l'apport d'effluents d'élevage avec un ratio C/N élevé (composts, fumiers, ...) a un impact globalement favorable sur les communautés de vers de terre, en particulier sur leur densité (Cotton and Curry, 1980; Peres *et al.*, 2011). La matière organique étant l'élément limitant le développement de communautés de vers de terre dans les terres cultivées, leur ajout via les effluents à ratio C/N élevé peut expliquer ces observations. En particulier, l'apport de composts favoriserait le développement d'anéciques – saprophages – vers de terres essentiels à la formation de macropores et donc à une meilleure structure des sols. Néanmoins, ces résultats doivent être relativisés dans des parcelles cultivées, l'impact négatif du labour sur les communautés de vers de terre ne permettant pas toujours d'observer d'augmentation de la richesse spécifique en vers de terre (Chan, 2001; Peres *et al.*, 2011). Alves *et al.* ont étudié l'impact d'un apport de lisier de porc sur la fréquence relative de différentes espèces de macrofaune (Alves *et al.*, 2008). Ils ont montré que les groupes les plus retrouvés étaient les larves d'Hyménoptères (insectes) et les Oligochètes (vers de terre) La stimulation de différentes activités enzymatiques a été décrite dans un grand nombre d'études, à la suite d'un apport unique ou d'apports répétés, et ce, pour des Mafor très variées, en particulier le fumier (Bhattacharya *et al.*, 2003 ; Cenciani *et al.*, 2011 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Khalili and Nourbakhsh, 2012) et le lisier (Balota *et al.*, 2010; Lalande *et al.*, 2000). L'augmentation des activités enzymatiques est dans certains cas corrélée avec une augmentation de la biomasse microbienne (Bastida *et al.*, 2008; Bhattacharyya *et al.*, 2005 ; Lalande *et al.*, 2000) alors que dans d'autres travaux la biomasse microbienne n'est pas modifiée (Franco-Otero *et al.*, 2012), voire dans quelques rares cas, diminuait. L'ESCo Mafor a conclu que de manière générale, les activités enzymatiques augmentaient en lien avec l'augmentation des doses de Mafor, et ce, avec différents types de Mafor : Lisier porc (Balota *et al.*, 2010; Lalande *et al.*, 2000), fumier bovin (Khalili and Nourbakhsh, 2012). Selon une revue bibliographique, des applications répétées de fertilisants organiques permettrait une amélioration des fonctions biologiques des sols (Diacono and Montemurro, 2010). Par exemple, la biomasse microbienne augmenterait de 100% dans les sols en appliquant des composts à taux élevés de matière organique, et l'activité enzymatique serait augmentée de 30% avec ajout de boues d'épuration.

Les travaux sur la microflore du sol sont nombreux et mettent très souvent en évidence, une stimulation des abondances microbiennes et/ou de la biomasse microbienne (estimation de la quantité de C vivant du sol) dans les sols à la suite d'un apport : d'effluents d'élevage (par exemple (Alves *et al.*, 2008 ; Bonilla *et al.*, 2012 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Das and Dkhar, 2012; Hu and Qi, 2010 ; Porazinska and Coleman, 1995 ; Poulsen *et al.*, 2013; Ros *et al.*, 2006).

4.3.3.2. Incertitudes relatives à l'évaluation du rôle de l'élevage sur le fonctionnement biologique des sols

Quelques expérimentations-systèmes aux Etats-Unis ont permis de tester l'hypothèse selon laquelle l'intégration cultures-élevage aurait un impact positif sur l'évolution de la qualité physico-chimique des sols (Franzluebbers *et al.*, 2014 ; Liebig *et al.*, 2012). A cet égard, les couvertures herbacées pérennes que constituent les prairies ont une importance en termes de localisation topologique (pente ou non, proximité de rivières...) vis-à-vis des réseaux hydrologiques dans un bassin versant pour la protection de la qualité des eaux de surface. Cette importance a été largement soulignée (Macleod and Ferrier, 2011). Mais il y a eu peu d'études en conditions réelles et en contexte européen n'a permis de tester cette hypothèse. De plus, ces études américaines ont considéré uniquement des indicateurs physico-chimiques classiques des sols (carbone organique des sols, ammonium, pH, conductivité, densité apparente, ...) mais ne considèrent pas d'indicateurs sur la biologie des sols. Bien que des recherches sur la biologie des sols aient beaucoup progressé ces dernières années et montrent un potentiel important grâce aux nouveaux outils d'analyse moléculaire (Lemanceau *et al.*, 2015), elles ne sont pas utilisées pour étudier l'intégration cultures-élevage. Les études récentes se sont focalisées sur l'analyse indépendante d'indicateurs de sols, principalement sur leurs caractéristiques physico-chimiques, et à un instant *t* (« snapshots »), sans tenir compte de leurs dynamiques, alors que des études montrent que trois ans minimum devraient être considérés pour évaluer l'effet de pratiques agricoles sur l'évolution des communautés de vers de terre (Pelosi *et al.*, 2015). Ainsi, l'impact d'un traitement particulier ou d'une pratique particulière sur un ou plusieurs indicateurs physico-chimiques ou biologiques des sols sont pris en compte (Acosta-Martinez *et al.*, 2010 ; Franzluebbers and Stuedemann, 2008 ; Liebig *et al.*, 2012; Maughan *et al.*, 2009). Or Karlen *et al.* considèrent que i) les sols comportent des caractéristiques physico-chimiques et biologiques qui doivent être étudiées conjointement et ii) la dynamique d'évolution des sols - qui dépend de leur processus de formation et de pratiques anthropiques favorisant ou non leur activité biologique - doit être prise en compte (Karlen *et al.*, 2003). Ainsi, des indicateurs d'évolution de la qualité biologique des sols seraient complémentaires des indicateurs physico-chimiques pour étudier la structure et le fonctionnement des sols et ce par une analyse diachronique. Havlicek *et al.* considèrent que les indicateurs de qualité biologique des sols sont trop peu pris en compte (Havlicek, 2012). Pourtant, ils auraient un temps de réponse moins long et permettraient un diagnostic précoce des processus de dégradation.

Concernant la macrofaune du sol, l'impact des effluents d'élevage n'a pas été clairement établi. Alves *et al.* ont étudié l'impact d'un apport de lisier de porc sur la fréquence relative de différentes espèces de macrofaune (Alves *et al.*, 2008). Ils ont montré que les groupes les plus retrouvés étaient les Hyménoptères (insectes) et les Oligochètes (vers de terre) mais les résultats varient en fonction de la dose et de la date de prélèvement. Des lacunes sont constatées sur ces questions à la fois sur l'état des lieux et sur les processus pouvant expliquer ces états des lieux. Masto *et al.* ont établi un indice de qualité des sols pour quantifier les impacts à long terme de différents fertilisants et fumier dans une rotation, sur un cas d'étude en Inde (Masto *et al.*, 2008). Cet indice est basé sur la prise en compte de différents critères physico-chimique et biologique des sols mais ne paraît pas satisfaisant : la densité apparente, le pH, la conductivité électrique, les nutriments biodisponibles, la MO, la biomasse microbienne et les rendements. Ces auteurs ont montré que cet indice était supérieur dans les parcelles fertilisées ou amendées que dans les parcelles témoins.

4.3.4 Conclusions

Le rôle de l'élevage sur la qualité des sols dépend largement de la conduite des systèmes d'élevage. Ainsi, l'élevage aurait un potentiel positif sur les sols notamment par le biais des prairies qui permettent de stocker du carbone, ce qui est largement reconnu même s'il existe encore des controverses quant aux niveaux et aux conditions de stockage. Parallèlement, l'élevage aurait des impacts positifs par la fertilisation organique sur l'apport d'azote et de phosphore nécessaire à la production de cultures. Des avancées très importantes sur la caractérisation de la composition chimique des effluents dans leur diversité, y compris en considérant différents types de traitements. En l'état des connaissances actuelles, si le chargement animal est trop élevé, dans des zones de forte concentration animale, la quantité d'azote réactif émise peut devenir un problème de pollution environnementale, tout comme le retournement de prairies pour intensifier les systèmes en cultures ou en élevage limitera le potentiel de stockage de carbone (principalement présent dans les prairies permanentes, les forêts...). De plus, un risque de compaction et d'acidification des sols a été reconnu en cas de pâturage, même si la couverture des sols par les prairies ou des cultures diversifiées limiterait quant à elle le risque d'érosion. Enfin, l'effet découplant de l'animal sur les cycles de l'azote et du carbone peut être compensé par des modes d'élevage liés au sol avec une gestion extensive du pâturage ou un système de polyculture-élevage, bénéficiant tous deux de l'effet couplant du système sol-plante sur les cycles de l'azote et le carbone. L'élevage aurait donc de potentiels bénéfiques sur la composition chimique des sols, pour autant les mécanismes internes au sol reliant la matière organique et le cycle de l'azote sont encore mal connus ; tout comme les impacts de l'élevage sur la vie du sol que ce soit la macro ou la microfaune. Des leviers sont à l'étude en l'occurrence avec l'intégration cultures-élevages qui permettrait une amélioration de la qualité des sols et un recoupage des cycles de l'azote et du carbone limitant les pollutions vers l'environnement. Le rôle des légumineuses pures ou en associations est clairement mis en évidence comme une piste prometteuse pour mieux gérer l'azote. Néanmoins, les pratiques spécifiques quantifiées en terme de gestion animale et végétale, de moyens d'intégration et déclinées dans des contextes pédoclimatiques spécifiques sont encore mal connues. Pourtant, ces questions sont clés dans un contexte de réflexion vers l'agroécologie...impliquant une vision intégrée des sols et du rôle de l'élevage sur l'évolution de leur qualité.

4.3.5 Références bibliographiques

Acosta-Martinez, V.; Bell, C.W.; Morris, B.E.L.; Zak, J.; Allen, V.G., 2010. Long-term soil microbial community and enzyme activity responses to an integrated cropping-livestock system in a semi-arid region. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137 (3-4): 231-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.008>

Ademe, 2014. *Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat*. Angers: ADEME (Collection ADEME, Connaitre et choisir).

Ademe, 2015a. *Agriculture & Environnement : Des pratiques clefs pour la préservation du climat, des sols et de l'air, et les économies d'énergie*. Angers: ADEME (Références (Fiche 6)), 12 p.

Ademe, 2015b. *Maîtriser l'énergie en agriculture : un objectif économique et environnemental*. Angers: Ademe, Collection Agriculture & Environnement, Fiche n°1, 14 p. <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/2-maitriser-energie-en-agriculture-reference-ademe-8135.pdf>

Ademe; Mallard, P.; Rogeau, D.; Gabrielle, B.; Vignoles, M.; Sablayrolles, C.; Le Corff, V.; Carrere, M.; Renou, S.; Vial, E.; Muller, O.; Pierre, N.; Coppin, Y., 2005. *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets : bilan des connaissances*. Angers: ADEME, (contrat ADEME 0375C0081), 331 p.

Allard, V.; Newton, P.C.D.; Lieffering, M.; Soussana, J.F.; Grieu, P.; Matthew, C., 2004. Elevated CO₂ effects on decomposition processes in a grazed grassland. *Global Change Biology*, 10 (9): 1553-1564. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00818.x>

Allard, V.; Soussana, J.F.; Falcimagne, R.; Berbigier, P.; Bonnefond, J.M.; Ceschia, E.; D'Hour, P.; Hénault, C.; Laville, P.; Martin, C.; Pinares-Patino, C., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 47-58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.004>

Alletto, L.; Coquet, Y.; Justes, E., 2011. Effects of tillage and fallow period management on soil physical behaviour and maize development. *Agricultural Water Management*, 102 (1): 74-85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.10.008>

Alves, M.V.; Santos, J.C.P.; de Gois, D.T.; Alberton, J.V.; Baretta, D., 2008. Soil macrofauna as influenced by chemical fertilizers and swine manure use in western Santa Catarina state, Brazil. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 32 (2): 589-598. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832008000200014>

Ammann, C.; Flechard, C.R.; Leifeld, J.; Neftel, A.; Fuhrer, J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 5-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.002>

Angers, D.A.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management*, 27 (4): 448-452. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x>

Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise collective*. Paris: Inra, 334 p. <http://www.inra.fr/content/download/9339/122789/version/1/file/rapport-carbone-inra.pdf>

Balesdent, J.; Arrouays, D., 1999. Usage des terres et stockage de carbone dans les sols du territoire français. Une estimation des flux nets annuels pour la période 1900-1999. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85 (6): 265-277.

Balota, E.L.; Machineski, O.; Truber, P.V., 2010. Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45 (5): 515-521. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2010000500011>

Bastida, F.; Zsolnay, A.; Hernandez, T.; Garcia, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147 (3-4): 159-171. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>

Bell, L.W.; Kirkegaard, J.A.; Swan, A.; Hunt, J.R.; Huth, N.I.; Fittell, N.A., 2011. Impacts of soil damage by grazing livestock on crop productivity. *Soil & Tillage Research*, 113 (1): 19-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.02.003>

Beniston, J.W.; DuPont, S.T.; Glover, J.D.; Lal, R.; Dungait, J.A.J., 2014. Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. *Biogeochemistry*, 120 (1-3): 37-49. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-014-9980-3>

Bertrand, S.; Miramal, Y.; Pflimlin, A.; Le Gall, A.; Raison, C., 2007. Evolution des excédents d'azote en France et contribution du secteur laitier. *Rencontres Recherche Ruminants*. Paris, 41-44.

Bhattacharya, B.; Sarkar, S.K.; Mukherjee, N., 2003. Organochlorine pesticide residues in sediments of a tropical mangrove estuary, India: implications for monitoring. *Environment International*, 29 (5): 587-592. [http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120\(03\)00016-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120(03)00016-3)

Bhattacharyya, P.; Chakrabarti, K.; Chakraborty, A., 2005. Microbial biomass and enzyme activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. *Chemosphere*, 60 (3): 310-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.097>

Bilotta, G.S.; Brazier, R.E.; Haygarth, P.M., 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 237-280. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(06\)94006-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(06)94006-1)

Bobbink, R.; Hornung, M.; Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86 (5): 717-738. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>

Bolan, N.S.; Hedley, M.J.; White, R.E., 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil*, 134 (1): 53-63. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00010717>

Bonilla, N.; Cazorla, F.M.; Martinez-Alonso, M.; Hermoso, J.M.; Gonzalez-Fernandez, J.J.; Gaju, N.; Landa, B.B.; de Vicente, A., 2012. Organic amendments and land management affect bacterial community composition, diversity and biomass in avocado crop soils. *Plant and Soil*, 357 (1-2): 215-226. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1155-1>

Bouwman, A.F.; Van Vuuren, D.P.; Derwent, R.G.; Posch, M., 2002. A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, 141 (1-4): 349-382. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1021398008726>

Butterbach-Bahl, K.; Gundersen, P.; Ambus, P.; Augustin, J.; Beier, C.; Boeckx, P.; Dannenmann, M.; Sanchez Gimeno, B.; Ibrom, A.; Kiese, R.; Kitzler, B.; Rees, R.M.; Smith, K.A.; Stevens, C.; Vesala, T.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2011. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 99-125.

Capowiez, Y.; Sammartino, S.; Michel, E., 2014. Burrow systems of endogeic earthworms: Effects of earthworm abundance and consequences for soil water infiltration. *Pedobiologia*, 57 (4-6): 303-309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.04.001>

Carrère, P.; Seytre, L.; Piquet, M.; Landrieux, J.; Riviere, J.; Chabalier, C.; Orth, D., 2012. Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif Central combinant des approches agronomiques et écologiques. *Fourrages*, (209): 9-21. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1868>

Carroll, Z.L.; Reynolds, B.; Emmett, B.A.; Sinclair, F.L.; Ruiz de Ona, C.; P., W., 2004. *The effect of stocking density on soil in upland Wales*. Bangor: Centre for Ecology and Hydrology (Rep. No. Contryside Council for Wales Contract Science Report Number 630), 42 p.

Cecagno, D.; Costa, S.; Anghinoni, I.; Kunrath, T.R.; Martins, A.P.; Reichert, J.M.; Gubiani, P.I.; Balerini, F.; Fink, J.R.; Carvalho, P.C.D., 2016. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. *Soil & Tillage Research*, 156: 54-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.10.005>

Cenciani, K.; Freitas, S.D.; Critter, S.A.M.; Airodi, C., 2011. Enzymatic Activity Measured by Microcalorimetry in Soil Amended with Organic Residues. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 35 (4): 1167-1175. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000400010>

Chabbi, A.; Cellier, P.; Rumpel, C.; Gastal, F.; Lemaire, G., 2012. Cycle du carbone et risques environnementaux dans les écosystèmes prairiaux. *Innovations Agronomiques*, 22: 17-30.

Chakraborty, A.; Chakrabarti, K.; Chakraborty, A.; Ghosh, S., 2011. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (2): 227-233. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-010-0509-1>

Chambers, B.J.; Lord, E.I.; Nicholson, F.A.; Smith, K.A., 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, 15 (3): 137-143. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1999.tb00079.x>

Chambre d'Agriculture Picardie, 2001. *Guide de recyclage agricole des effluents organiques*: Chambres d'Agriculture Picardie, 42 p. .

Chan, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity - implications for functioning in soils. *Soil & Tillage Research*, 57 (4): 179-191. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(00\)00173-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(00)00173-2)

Chapuis-Lardy, L.; Brauman, A.; Bernard, L.; Pablo, A.L.; Toucet, J.; Mano, M.J.; Weber, L.; Brunet, D.; Razafimbelo, T.; Chotte, J.L.; Blanchart, E., 2010. Effect of the endogeic earthworm *Pontoscolex corethrurus* on the microbial structure and activity related to CO₂ and N₂O fluxes from a tropical soil (Madagascar). *Applied Soil Ecology*, 45 (3): 201-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.04.006>

Conant, R.T.; Paustian, K.; Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11 (2): 343-355. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:gmaciq\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:gmaciq]2.0.co;2)

Cotton, D.C.F.; Curry, J.P., 1980. THE EFFECTS OF CATTLE AND PIG SLURRY FERTILIZERS ON EARTHWORMS (OLIGOCHAETA, LUMBRICIDAE) IN GRASSLAND MANAGED FOR SILAGE PRODUCTION. *Pedobiologia*, 20 (3): 181-188.

Cuttle, S.P., 2008. Impacts of Pastoral Grazing on Soil Quality. In: McDowell, R.W., ed. *Environmental Impacts of Pasture-Based Farming*. CAB International, 33-74. <http://dx.doi.org/10.1079/9781845934118.0033>

Das, B.B.; Dkhar, M.S., 2012. Organic Amendment Effects on Microbial Population and Microbial Biomass Carbon in the Rhizosphere Soil of Soybean. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43 (14): 1938-1948. <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2012.689401>

De Mazancourt, C.; Loreau, M.; Abbadie, L., 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: When do herbivores enhance plant production? *Ecology*, 79 (7): 2242-2252. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2242:GOANCW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2242:GOANCW]2.0.CO;2)

Derner, J.D.; Schuman, G.E., 2007. Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62 (2): 77-85. <http://pubag.nal.usda.gov/pubag/downloadPDF.xhtml?id=10091&content=PDF>

Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009040>

Dise, N.B.; Ashmore, M.; Belyazid, S.; Bleeker, A.; Bobbink, R.; de Vries, W.; Erisman, J.W.; Spranger, T.; Stevens, C.J.; van den Berg, L., 2011. Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversity. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 463-494. http://www.chiltern-evergreen3.co.uk/uploads/24May2012/OBJ123_70.pdf

Dollé, J.B.; Delaby, L.; Plantureux, S.; Moreau, S.; Amiaud, B.; Charpiot, A.; Manneville, V.; Chanseaume, A.; Chambaut, H.; Le Gall, A., 2013. Impact environnemental des systèmes bovins laitiers français. *Inra Productions Animales*, 26 (2): 207-220. https://www.researchgate.net/profile/Bernard_Amiaud/publication/256111427_Impact_environmental_des_syst_mes_bovins_laitiers_franais/links/0f3175304a5048dba2000000.pdf

Drake, H.L.; Horn, M.A., 2007. As the worm turns: The earthworm gut as a transient habitat for soil microbial biomes. *Annual Review of Microbiology*, 61: 169-189. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.micro.61.080706.093139>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002418>

Durand, P.; Breuer, L.; Johnes, P.J.; Billen, G.; Butturini, A.; Pinay, G.; van Grinsven, H.; Garnier, J.; Rivett, M.; Reay, D.S.; Curtis, C.; Siemens, J.; Maberly, S.; Kaste, O.; Humborg, C.; Loeb, R.; de Klein, J.; Hejzlar, J.; Skoulikidis, N.; Kortelainen, P.; Lepsito, A.; Wright, R., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 126-146.

Eghball, B., 2003. Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34 (19-20): 2803-2815. <http://dx.doi.org/10.1081/css-120025207>

Eisler, M.C.; Lee, M.R.F.; Tarlton, J.F.; Martin, G.B.; Beddington, J.; Dungait, J.A.J.; Greathead, H.; Liu, J.X.; Mathew, S.; Miller, H.; Misselbrook, T.; Murray, P.; Vinod, V.K.; Van Saun, R.; Winter, M., 2014. Steps to sustainable livestock. *Nature*, 507 (7490): 32-34. <http://dx.doi.org/10.1038/507032a>

FAO, 2001. *Soil carbon sequestration for improved land management*. Rome: FAO (World Soil Resources Reports), 58 p.

FAO, 2010. *Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland system - A technical report on grassland management and climate change mitigation*. Rome: FAO, 57 p.

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Faverdin, P.; J.L., P., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire ; cas des bovins laitiers. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1. Académie d'Agriculture de France, Paris, 165-176.

Faverdin, P.; Maxin, G.; Chardon, X.; Brunshwig, P.; Vermorel, M., 2007. A model to predict the carbon balance of dairy cow. *XIVth Symposium "Rencontres Recherches Ruminants*. Paris. Elevage et environnement, p. 86.

Flores, J.P.C.; Anghinoni, I.; Cassol, L.C.; Carvalho, P.C.D.; Leite, J.G.D.; Fraga, T.I., 2007. Soil physical attributes and soybean yield in an integrated livestock-crop system with different pasture heights in no-tillage. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 31 (4): 771-780. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832007000400017>

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Follett, R.F.; Shafer, S.R.; Jawson, M.D.; Franzluebbers, A., 2005. Research and implementation needs to mitigate greenhouse gas emissions from agriculture in the USA. *Soil & Tillage Research*, 83 (1): 159-166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.014>

Fontaine, S.; Bardoux, G.; Abbadie, L.; Mariotti, A., 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters*, 7 (4): 314-320. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00579.x>

Fontaine, S.; Barot, S.; Barre, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450 (7167): 277-U10. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06275>

Fontaine, S.; Hénault, C.; Amor, A.; Bdioui, N.; Bloor, J.M.G.; Maire, V.; Mary, B.; Revalliot, S.; Maron, P.A., 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (1): 86-96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.017>

Franco-Otero, V.G.; Soler-Rovira, P.; Hernandez, D.; Lopez-de-Sa, E.G.; Plaza, C., 2012. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (2): 205-216. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0620-y>

Franzluebbers, A.J.; Paine, L.K.; Winsten, J.R.; Krome, M.; Sanderson, M.A.; Ogles, K.; Thompson, D., 2012. Well-managed grazing systems: A forgotten hero of conservation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67 (4): 100A-104A. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.67.4.100A>

Franzluebbers, A.J.; Sawchik, J.; Taboada, M.A., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 18-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>

Franzluebbers, A.J.; Stuedemann, J.A., 2008. Soil physical responses to cattle grazing cover crops under conventional and no tillage in the Southern Piedmont USA. *Soil & Tillage Research*, 100 (1-2): 141-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.05.011>

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>

Gis Sol, 2011a. *L'état des sols de France*. Paris: Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p. http://www.gissol.fr/rapports/Rapport_HD.pdf

Gis Sol, 2011b. *Synthèse sur l'état des sols de France*. Paris: Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 24 p. http://www.gissol.fr/rapports/synthese_HD.pdf

Graux, A.I.; Bellocchi, G.; Lardy, R.; Soussana, J.F., 2013. Ensemble modelling of climate change risks and opportunities for managed grasslands in France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170: 114-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.06.010>

Greenwood, K.L.; McKenzie, B.M., 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41 (8): 1231-1250. <http://dx.doi.org/10.1017/ea00102>

Guan, X.K.; Turner, N.C.; Song, L.; Gu, Y.J.; Wang, T.C.; Li, F.M., 2016. Soil carbon sequestration by three perennial legume pastures is greater in deeper soil layers than in the surface soil. *Biogeosciences*, 13 (2): 527-534. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-527-2016>

Hartwig, U.A., 1998. The regulation of symbiotic N₂ fixation: a conceptual model of N feedback from the ecosystem to the gene expression level. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1: 92-120.

Havlicek, E., 2012. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology*, 49: 80-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.01.009>

Haynes, R.J.; Williams, P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 119-199. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(08\)60794-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(08)60794-4)

Hendrickson, J.R.; Hanson, J.D.; Tanaka, D.L.; Sassenrath, G., 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23 (4): 265-271. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170507001718>

Hettelingh, J.P.; Posch, M.; Slootweg, J., 2009. *Progress in the Modelling of Critical Thresholds, Impacts to Plant Species Diversity and Ecosystem Services in Europe. CCE Status Report 2009*: Netherlands Environmental Assessment Agency, (978-90-78645-32-0;500090004/2009), 130 p.
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500090004.pdf>

Holland, E.A.; Braswell, B.H.; Lamarque, J.F.; Townsend, A.; Sulzman, J.; Muller, J.F.; Dentener, F.; Brasseur, G.; Levy, H.; Penner, J.E.; Roelofs, G.J., 1997. Variations in the predicted spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition and their impact on carbon uptake by terrestrial ecosystems. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 102 (D13): 15849-15866. <http://dx.doi.org/10.1029/96jd03164>

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Genermont, S.; Giamberini, L.; Helias, A.; Jardé, E.; Lupton, S.; Marron, N.; Menasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Parnaudeau, V.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguie, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Girard, F.; Savini, I.; De Marechal, S.; Le Perchec, S., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Paris: Inra, 103 p.
<https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015>

Hu, C.; Qi, Y.C., 2010. Effect of compost and chemical fertilizer on soil nematode community in a Chinese maize field. *European Journal of Soil Biology*, 46 (3-4): 230-236. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.04.002>

ITAVI, 2003. *Caractérisation des fumiers, lisiers et fientes de volailles*: Caractérisation des fumiers, lisiers et fientes de volailles, Etude Ofival, 41 p.

Jacobs, C.M.J.; Jacobs, A.F.G.; Bosveld, F.C.; Hendriks, D.M.D.; Hensen, A.; Kroon, P.S.; Moors, E.J.; Nol, L.; Schrier-Uijl, A.; Veenendaal, E.M., 2007. Variability of annual CO₂ exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences*, 4 (5): 803-816. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-4-803-2007>

Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 783-796. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.055>

Jensen, E.S.; Hauggaard-Nielsen, H., 2003. How can increased use of biological N₂ fixation in agriculture benefit the environment? *Plant and Soil*, 252 (1): 177-186. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1024189029226>

Jensen, E.S.; Peoples, M.B.; Hauggaard-Nielsen, H., 2010. Faba bean in cropping systems. *Field Crops Research*, 115 (3): 203-216. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2009.10.008>

Jérôme, E.; Beckers, Y.; Bodson, B.; Degard, C.; C., M.; Aubinet, M., 2013. Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 17: 103-117. <http://www.pressesagro.be/base/index.php/base/article/view/648>

Jones, M.B.; Donnelly, A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164 (3): 423-439. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x>

JRC, 2012. *The State of Soil in Europe*. Luxembourg: Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 76 p.

Justes, E.; Hauggaard-Nielsen, H.; Bedoussac, L.; Corre-Hellou, G.; Jeuffroy, M.H.; Nolot, J.M.; Jensen, E.S., 2009. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legume sole cropping or intercropped aimed at improving n use efficiency in low input farming. *Farming Systems Design 2009: an international*

symposium on methodologies for integrated analysis of farm production systems. Monterey, 149-150.
http://www.iesmss.org/farmsys09/uploads/2009_FSD_Proceedings.pdf

Justes, E.; Nolot, J.M.; Raffaillac, D.; Hauggaard-Nielsen, H.; Jensen, E.S., 2010. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legumes aimed at improving N use efficiency in low input farming. *Proceedings of AGRO2010, Congress of the European society for Agronomy, (ESA)*, . 29 August-3 September 2010, Montpellier. European society for Agronomy.

Karlen, D.L.; Ditzler, C.A.; Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114 (3-4): 145-156.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00039-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00039-9)

Kätterer, T.; Bolinder, M.A.; Andren, O.; Kirchmann, H.; Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (1-2): 184-192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>

Khalili, B.; Nourbakhsh, F., 2012. Vertical distribution of soluble organic nitrogen, nitrogen mineralization, nitrification, and amidohydrolase activities in a manure-treated soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 175 (2): 265-272. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201000046>

Kirchmann, H.; Bergstrom, L.; Katterer, T.; Mattsson, L.; Gesslein, S., 2007. Comparison of long-term organic and conventional crop-livestock systems on a previously nutrient-depleted soil in Sweden. *Agronomy Journal*, 99 (4): 960-972. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2006.0061>

Kloepper, J.W.; Rodriguez-Kabana, R.; Zehnder, G.W.; Murphy, J.F.; Sikora, E.; Fernandez, C., 1999. Plant root-bacterial interactions in biological control of soilborne diseases and potential extension to systemic and foliar diseases. *Australasian Plant Pathology*, 28 (1): 21-26. <http://dx.doi.org/10.1071/ap99003>

Klump, K.; Fontaine, S.; Attard, E.; Le Roux, X.; Gleixner, G.; Soussana, J.F., 2009. Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. *Journal of Ecology*, 97 (5): 876-885.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01549.x>

Klump, K.; Soussana, J.F., 2009. Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect trait approach. *Global Change Biology*, 15 (12): 2921-2934.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01905.x>

Klump, K.; Tallec, T.; Guix, N.; Soussana, J.F., 2011. Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*, 17 (12): 3534-3545.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02490.x>

Kogel-Knabner, I.; Guggenberger, G.; Kleber, M.; Kandeler, E.; Kalbitz, K.; Scheu, S.; Eusterhues, K.; Leinweber, P., 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (1): 61-82. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200700048>

Kunrath, T.R.; Cadenazzi, M.; Brambilla, D.M.; Anghinoni, I.; de Moraes, A.; Barro, R.S.; Carvalho, P.C.D., 2014. Management targets for continuously stocked mixed oat x annual ryegrass pasture in a no-till integrated crop-livestock system. *European Journal of Agronomy*, 57: 71-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.013>

Labreuche, J.; Le Souder, C.; Castillon, P.; Ouvre, J.; Real, B.; Germon, J.; De Tournonnet, S., 2007. *Évaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour en France*. Paris: ADEME-ARVALIS, France, 400 p.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 (1-2): 1-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>

Lalande, R.; Gagnon, B.; Simard, R.R.; Cote, D., 2000. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (2): 263-269. <http://dx.doi.org/10.4141/S99-064>

Le Gall, A.; Vertès, F.; Pflimlin, A.; Chambaut, H.; Delaby, L.; Durand, P.; van der Werf, H.; Turpin, N.; Bras, A., 2005. *Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017*. Paris: Inra, Institut de l'Elevage, Collection "Résultats", 64 p.

Lemaire, G., 2012. Intensification of animal production from grassland and ecosystem services: a trade-off. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 7 (12): 1-7. <http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR20127012>

Lemaire, G.; Franzluebbers, A.J.; Carvalho, P.C.D.; Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 4-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>

Lemaire, G.; Jeuffroy, M.H.; Gastal, F., 2008. Diagnosis tool for plant and crop N status in vegetative stage theory and practices for crop N management. *European Journal of Agronomy*, 28 (4): 614-624. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2008.01.005>

Lemanceau, P.; Maron, P.A.; Mazurier, S.; Mougél, C.; Pivato, B.; Plassart, P.; Ranjard, L.; Revellin, C.; Tardy, V.; Wipf, D., 2015. Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (1): 67-81. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0247-0>

Levasseur, P., 2005. *Composition des effluents porcins et de leurs coproduits de traitement*. Paris, France: ITP, 68 p.

Lewandowska, A.M.; Boyce, D.G.; Hofmann, M.; Matthiessen, B.; Sommer, U.; Worm, B., 2014. Effects of sea surface warming on marine plankton. *Ecology Letters*, 17 (5): 614-623. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12265>

Li, Q.; Yu, P.J.; Li, G.D.; Zhou, D.W., 2016. Grass-legume ratio can change soil carbon and nitrogen storage in a temperate steppe grassland. *Soil & Tillage Research*, 157: 23-31. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.08.021>

Liebig, M.A.; Tanaka, D.L.; Kronberg, S.L.; Scholljegerdes, E.J.; Karn, J.F., 2012. Integrated crops and livestock in central North Dakota, USA: Agroecosystem management to buffer soil change. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27 (2): 115-124. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170511000172>

Loiseau, P.; Carrère, P.; Lafarge, M.; Delpy, R.; Dublanchet, J., 2001. Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. *European Journal of Agronomy*, 14 (2): 113-121. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(00\)00084-8](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(00)00084-8)

Louault, F.; Pillar, V.D.; Aufrère, J.; Garnier, E.; Soussana, J.F., 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16 (2): 151-160. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x>

Loyon, L.; Daumer, M.L.; Pourcher, A.M.; Révaka, M.A.; Dabert, P.; Martinez, J., 2011. *Risques chimiques et microbiologiques liés à l'épandage des effluents d'élevage et à l'implantation des élevages vis-à-vis des milieux et des tiers*. Etude Mareef, 294 p. <http://cemadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00046665>

Loyon, L.; Guiziou, F.; Saint Cast, P., 2008. *Mise au point méthodologique de mesures simplifiées des émissions de gaz à effet de serre, en bâtiments et stockages, avicoles, porcins et bovins, en vue de leur quantification en France. Mesures en laboratoire des émissions gazeuses au stockage*. Paris: IRSTEA, (Projet ACTA - ICTA 2006-2008,), 25 p.

Lubbers, I.M.; van Groenigen, K.J.; Fonte, S.J.; Six, J.; Brussaard, L.; van Groenigen, J.W., 2013. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change*, 3 (3): 187-194. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1692>

Luo, Z.K.; Wang, E.L.; Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (1-2): 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>

Lupwayi, N.Z.; Rice, W.A.; Clayton, G.W., 1998. Soil microbial diversity and community structure under wheat as influenced by tillage and crop rotation. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (13): 1733-1741. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(98\)00025-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(98)00025-x)

Lüscher, A.; Mueller-Harvey, I.; Soussana, J.F.; Rees, R.M.; Peyraud, J.L., 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12124>

Lüscher, A.; Soussana, J.F.; Huguenin-Elie, O., 2011. Role and impacts of legumes in grasslands for high productivity and N gain from symbiotic N₂ fixation. In: Lemaire, G.; Hodgson, J.; Chabbi, A., eds. *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. Wallingford, UK: CAB International, 101-107 <http://dx.doi.org/10.1079/9781845938093.0101>

Ma, S.X.; Lardy, R.; Graux, A.I.; Ben Touhami, H.; Klumpp, K.; Martin, R.; Bellocchi, G., 2015. Regional-scale analysis of carbon and water cycles on managed grassland systems. *Environmental Modelling & Software*, 72: 356-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.007>

Macleod, C.J.A.; Ferrier, R.C., 2011. Temperate grasslands in catchment systems: the role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. In: Lemaire, G.; Chabbi, A., eds. *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. Wallingford: CAB International, 229-238.

Maire, V.; Martre, P.; Kattge, J.; Gastal, F.; Esser, G.; Fontaine, S.; Soussana, J.F., 2012. The Coordination of Leaf Photosynthesis Links C and N Fluxes in C-3 Plant Species. *Plos One*, 7 (6). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0038345>

Martins, A.P.; Costa, S.; Anghinoni, I.; Kunrath, T.R.; Balerini, F.; Cecagno, D.; Carvalho, P.C.D., 2014. Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop-livestock system under different grazing intensities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 195: 18-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.012>

Masto, R.E.; Chhonkar, P.K.; Singh, D.; Patra, A.K., 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring & Assessment*, 136 (1-3): 419-435. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9697-z>

Matson, P.A.; Parton, W.J.; Power, A.G.; Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277 (5325): 504-509. <http://dx.doi.org/10.1126/science.277.5325.504>

Maughan, M.W.; Flores, J.P.C.; Anghinoni, I.; Bollero, G.; Fernandez, F.G.; Tracy, B.F., 2009. Soil Quality and Corn Yield under Crop-Livestock Integration in Illinois. *Agronomy Journal*, 101 (6): 1503-1510. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2009.0068>

McSherry, M.E.; Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, 19 (5): 1347-1357. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12144>

Mestdagh, I.; Lootens, P.; Van Cleemput, O.; Carlier, L., 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (5): 616-622. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521861>

Meynard, J.M.; Messean, A.; Charlier, A.; Charrier, F.; Fares, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B., 2013. *Freins et leviers à la diversification des cultures. Étude au niveau des exploitations agricoles et des filières*, 52 p. <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/223799-6afe9-resource-etude-diversification-des-cultures-synthese.html>

Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>

Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.D.; Perez-Espinosa, A.; Rufete, B.; Paredes, C., 2005. Characterisation of the organic matter pool in manures. *Bioresource Technology*, 96 (2): 153-158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotech.2004.05.003>

Mortenson, M.C.; Schuman, G.E.; Ingram, L.J., 2004. Carbon sequestration in rangelands interseeded with yellow-flowering alfalfa (*Medicago sativa* ssp *falcata*). *Environmental Management*, 33: S475-S481. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9155-9>

Nadelhoffer, K.J.; Emmett, B.A.; Gundersen, P.; Kjonaas, O.J.; Koopmans, C.J.; Schleppi, P.; Tietema, A.; Wright, R.F., 1999. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature*, 398 (6723): 145-148. <http://dx.doi.org/10.1038/18205>

Nyfelner, D.; Huguenin-Elie, O.; Matthias, S.; Frossard, E.; Luscher, A., 2011. Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 155-163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.022>

Nyfelner, D.; Huguenin-Elie, O.; Suter, M.; Frossard, E.; Connolly, J.; Luscher, A., 2009. Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. *Journal of Applied Ecology*, 46 (3): 683-691. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01653.x>

Paustian, K.; Parton, W.J.; Persson, J., 1992. Modeling Soil Organic-Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-term Plots. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (2): 476-488. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020023x>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.A.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures. Summary of the study report*. Paris: Inra, 92 p.

Pelosi, C.; Bertrand, M.; Thenard, J.; Mougin, C., 2015. Earthworms in a 15 years agricultural trial. *Applied Soil Ecology*, 88: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.12.004>

Peres, G.; Vandenbulcke, F.; Guernion, M.; Hedde, M.; Beguiristain, T.; Douay, F.; Houot, S.; Piron, D.; Richard, A.; Bispo, A.; Grand, C.; Galsomies, L.; Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring,

characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54: S77-S87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.09.015>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veysset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective Inra*. Paris, France: Inra, 527 p.

Peyraud, J.L.; Taboada, M.; Delaby, L., 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57 (SI): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005>

Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>

Porazinska, D.L.; Coleman, D.C., 1995. Ecology of nematodes under influence of Cucurbita spp and different fertilizer types. *Journal of Nematology*, 27 (4): 617-623. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2619662/pdf/617.pdf>

Portejoie, S.; Martinez, J.; Landmann, G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *Inra Productions Animales*, 15 (3): 151-160. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3883/40092/version/1/file/Prod_Anim_2002_15_3_01.pdf

Poulsen, P.H.B.; Abu Al-Soud, W.; Bergmark, L.; Magid, J.; Hansen, L.H.; Sorensen, S.J., 2013. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial - Prokaryotic diversity investigated by pyrosequencing. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 784-793. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.12.023>

Powell, J.M.; Ikpe, F.N.; Somda, Z.C.; Fernandez-Rivera, S., 1998. Urine effects on soil chemical properties and the impact of urine and dung on pearl millet yield. *Experimental Agriculture*, 34 (3): 259-276. <http://dx.doi.org/10.1017/s0014479798343069>

Robert, M.; Capillon, A.; Raunet, M., 2004. Les techniques culturales sans labour: historique et enjeux. Proceedings. *Techniques culturales sans labour. Impacts économiques et environnementaux congress*, 31 mars 2004. Paris. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement (CORPEN).

Rogiers, N.; Conen, F.; Furger, M.; Stockli, R.; Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14 (11): 2613-2625. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01680.x>

Ros, M.; Klammer, S.; Knapp, B.; Aichberger, K.; Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, 22 (2): 209-218. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00027.x>

Rumpel, C.; Creme, A.; Ngo, P.T.; Velasquez, G.; Mora, M.L.; Chabbi, A., 2015. The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15 (2): 353-371.

Rumpel, C.; Kogel-Knabner, I., 2011. Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338 (1-2): 143-158. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>

Ryschawy, J.; Joannon, A.; Choisis, J.P.; Gibon, A.; Le Gal, P.Y., 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*, 129: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.004>

Sanderson, M.A.; Archer, D.; Hendrickson, J.; Kronberg, S.; Liebig, M.; Nichols, K.; Schmer, M.; Tanaka, D.; Aguilar, J., 2013. Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop-livestock systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 28 (2): 129-144. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170512000312>

Sauvant, D.; Giger-Reverdin, S., 2009. Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *Inra Productions Animales*, 22 (5): 375-384. https://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3281/33216/version/1/file/Prod_Anim_2009_22_5_02.pdf

Scherer-Lorenzen, M.; Palmberg, C.; Prinz, A.; Schulze, E.D., 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. *Ecology*, 84 (6): 1539-1552. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[1539:tropda\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[1539:tropda]2.0.co;2)

Schiere, J.B.; Ibrahim, M.N.M.; van Keulen, H., 2002. The role of livestock for sustainability in mixed farming: criteria and scenario studies under varying resource allocation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90 (2): 139-153. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00176-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00176-1)

Schipper, L.A.; Parfitt, R.L.; Ross, C.; Baisden, W.T.; Claydon, J.J.; Fraser, S., 2010. Gains and losses in C and N stocks of New Zealand pasture soils depend on land use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (4): 611-617. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.005>

Schmitt, M.; Bahn, M.; Wohlfahrt, G.; Tappeiner, U.; Cernusca, A., 2010. Land use affects the net ecosystem CO₂ exchange and its components in mountain grasslands. *Biogeosciences*, 7 (8): 2297-2309. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-7-2297-2010>

Seguin, B.; Arrouays, D.; Balesdent, J.; Soussana, J.F.; Bondeau, A.; Smith, P.; Zaehle, S.; de Noblet, N.; Viovy, N., 2007. Moderating the impact of agriculture on climate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142 (2-4): 278-287. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.07.012>

Senapati, N.; Chabbi, A.; Gastal, F.; Smith, P.; Mascher, N.; Loubet, B.; Cellier, P.; Naisse, C., 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management*, 5 (2): 131-144. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2014.912863>

Sharpley, A.N.; Smith, S.J., 1994. Wheat Tillage and Water-Quality in the Southern Plains. *Soil & Tillage Research*, 30 (1): 33-48. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90149-x](http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(94)90149-x)

Six, J.; Elliott, E.T.; Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (14): 2099-2103. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(00\)00179-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(00)00179-6)

Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20 (9): 2708-2711. <http://dx.doi.org/10.1111/qcb.12561>

Smith, P.; Merbold, L.; Van den Pol-Van Dasselaar, A., 2014. Role of European grasslands in the mitigation of climate change potential, constraints and research challenges. *Grassland Science in Europe. The multiple roles of grassland in the European bioeconomy*. EGF, 730-745.

Soussana, J.-F.; Tallec, T., 2010. Can we understand and predict the regulation of biological N₂ fixation in grassland ecosystems? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88 (2): 197-213. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9335-y>

Soussana, J.; Duru, M., 2007. Grassland science in Europe facing new challenges: biodiversity and global environmental change. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 272: 1-11.

Soussana, J.F.; Allard, V.; Pilegaard, K.; Ambus, P.; Amman, C.; Campbell, C.; Ceschia, E.; Clifton-Brown, J.; Czobel, S.; Domingues, R.; Flechard, C.; Fuhrer, J.; Hensen, A.; Horvath, L.; Jones, M.; Kasper, G.; Martin, C.; Nagy, Z.; Neftel, A.; Raschi, A.; Baronti, S.; Rees, R.M.; Skiba, U.; Stefani, P.; Manca, G.; Sutton, M.; Tubaf, Z.; Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 121-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.022>

Soussana, J.F.; Klumpp, K.; Ehrhardt, F.; Hopkins, A.; Collins, R.P.; Fraser, M.D.; King, V.R.; Lloyd, D.C.; Moorby, J.M.; Robson, P.R.H., 2014. The role of grassland in mitigating climate change. *EGF at 50: The future of European grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014*. IBERS, Aberystwyth University, 75-87.

Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Soussana, J.F.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2003234>

Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>

Spiegel, H.; Zavattaro, L.; Guzman, G.; D'Hose, T.; Pecio, A.; Schlatter, N.; ten Berghe, H.; Grignani, C., 2014. *Impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil*. Wageningen, The Netherlands, (FP7 CATCH-C project.), 41 p. http://www.catch-c.eu/deliverables/D3.371_Overall_report.pdf

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 1-6.

Tittarelli, F.; Petruzzelli, G.; Pezzarossa, B.; Civilini, M.; Benedetti, A.; Sequi, P., 2007. Chapter 7 Quality and agronomic use of compost. In: Diaz, L.F.; de Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W.; Stentiford, E., eds. *Waste Management Series*. Elsevier, 119-157. [http://dx.doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80010-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80010-8)

Todd-Brown, K.E.O.; Randerson, J.T.; Post, W.M.; Hoffman, F.M.; Tarnocai, C.; Schuur, E.A.G.; Allison, S.D., 2013. Causes of variation in soil carbon simulations from CMIP5 Earth system models and comparison with observations. *Biogeosciences*, 10 (3): 1717-1736. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-1717-2013>

Tracy, B.F.; Zhang, Y., 2008. Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop-livestock system in Illinois. *Crop Science*, 48 (3): 1211-1218. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2007.07.0390>

Unkovich, M.; Sanford, P.; Pate, J.; Hyder, M., 1998. Effects of grazing on plant and soil nitrogen relations of pasture-crop rotations. *Australian Journal of Agricultural Research*, 49 (3): 475-485. <http://dx.doi.org/10.1071/a97071>

Velthof, G.L.; Bannink, A.; Oenema, O.; van der Meer, H.G.; Spoelstra, S.F., 2000. *Relationships between animal nutrition and manure quality: a literature review on C, N, P and S compounds*. Wageningen ALTErra UR, Sub-department of Soil Quality, (Alterra-rapport 63), 44 p.

Vertès, F., 2010. Connaître et maximiser les bénéfices environnementaux liés à l'azote chez les légumineuses, à l'échelle de la culture, de la rotation et de l'exploitation. *Innovations Agronomiques*, 11: 25-44.

Vertès, F.; Soussana, J.F.; Louault, F., 1995. Utilisation de marquage ¹⁵N pour la quantification du flux d'azote en prairies pâturées. In: Maillard, P.; R., B., eds. *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*. Paris: Ed. Inra, (Les Colloques de l'Inra, 70), 265-275.

Virto, I.; Barre, P.; Burlot, A.; Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108 (1-3): 17-26. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4>

Walter, C.; Merot, P.; Layer, B.; Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19 (3): 201-207. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2002190>

Whitehead, D.C., 2000. *Nutrient elements in grassland. Soil-plant-animal relationships*. Wallingford: CABI Publishing., 369 p. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851994376.0000>

Whitmore, A.P.; Van Noordwijk, M., 1995. Bridging the gap between environmentally acceptable and agronomically desirable nutrient supply. In: Glen, D.M.; Greaves, M.P.; Anderson, H.M., eds. *Ecology and Integrated Farming systems*. Chichester: John Wiley and Sons, , 271-28.

Zeeman, M.J.; Hiller, R.; Gilgen, A.K.; Michna, P.; Pluss, P.; Buchmann, N.; Eugster, W., 2010. Management and climate impacts on net CO₂ fluxes and carbon budgets of three grasslands along an elevational gradient in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150 (4): 519-530. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.01.011>

4.4 L'élevage utilise des surfaces de terres, consomme et produit des ressources énergétiques

La production de protéines animales utilise entre 70 et 75% des terres agricoles (Foley *et al.*, 2011 ; van Zanten *et al.*, 2016) et consomme 35% des cultures produites à l'échelle de la planète (Alexandratos and Bruinsma, 2012). Elle entre donc fortement en compétition avec des produits végétaux directement consommables par l'homme et est coûteuse en surfaces et en énergie lorsqu'on la compare aux productions végétales. Dans ce chapitre, nous faisons l'état des lieux des surfaces de terres et des quantités d'énergie nécessaires aux principales productions animales. Nous en discutons les variations pour les principaux types d'élevage. Une analyse critique de ces valeurs conduit à évaluer si les surfaces utilisées pour la production d'aliments destinés aux animaux d'élevage peuvent ou non avoir d'autres usages agricoles, en particulier la production d'aliments directement consommables par l'homme. Au-delà du constat que les activités d'élevage consomment également des quantités non négligeables d'énergie non renouvelable, et de la quantification des MJ requis par kg de produits ou de protéines, nous discutons les principaux postes concernés, les sources de variation, et les leviers d'action susceptibles de réduire les niveaux de consommation d'énergie.

4.4.1 L'utilisation de terres pour la production animale

4.4.1.1 Contexte général

L'utilisation des terres est traitée ici en considérant la surface en terres comme une ressource finie. Nous limitons notre analyse à l'utilisation des terres par les systèmes d'élevage, parce que les surfaces nécessaires à la transformation, à la distribution et à la consommation des produits animaux sont infimes par rapport à celles nécessaires à la production, notamment à l'alimentation des animaux. Les systèmes de production animale utilisent deux grands types de surfaces : les terres arables et les prairies et parcours. Ceci implique que certaines des terres utilisées pour alimenter les animaux d'élevage pourraient aussi être utilisées pour d'autres finalités, en particulier la production de céréales et de protéagineux directement consommables par l'homme, ce qui place les productions animales en compétition directe avec l'alimentation humaine. Les productions animales entrent également en compétition avec la production d'énergie puisque ces mêmes surfaces pourraient aussi être utilisées pour produire des cultures énergétiques avec une forte production de biomasse. Les surfaces utilisées par les systèmes d'élevage peuvent en outre être artificialisées pour des créer des infrastructures de transport ou pour l'urbanisation (Ridoutt *et al.*, 2014). Enfin, l'utilisation de l'espace est un facteur majeur qui affecte la biodiversité. Les terres utilisées pour faire pâturer les animaux ou produire des cultures servant à les alimenter empiètent en effet sur des écosystèmes naturels. Au-delà de la question de la limitation des surfaces utilisées pour la production agricole pour conserver des espaces naturels, certains évoquent la possibilité de faire évoluer certaines terres à l'usage agricole vers un écosystème naturel ; c'est la notion de « rewilding » ou de « ré-ensauvagement » (Monbiot, 2013).

La question de l'usage des terres pour la production animale renvoie directement aux notions de « land sharing » et de « land sparing », un débat qui dépasse d'ailleurs le cadre de l'élevage (Green *et al.*, 2005 ; Phalan *et al.*, 2011). Le land sharing, littéralement le partage de l'espace, se fonde sur le fait qu'il est possible de concilier production et entretien de la biodiversité sur un même espace, en mettant en œuvre des pratiques respectueuses de l'environnement (Murgueitio *et al.*, 2011). Au-delà de l'intérêt de conserver la valeur d'habitat des agroécosystèmes, le land sharing conduit également à ce que la production agricole bénéficie des services écosystémiques fournis par les écosystèmes (Zhang *et al.*, 2007). Ainsi, les écosystèmes support de l'activité d'élevage peuvent-ils, lorsqu'ils sont « bien gérés », maintenir voire augmenter les services écosystémiques fournis à l'agriculture et à la société, et en particulier avoir un rôle important dans la séquestration du C, la

préservation de la biodiversité, et le maintien de la valeur esthétique et patrimoniale des paysages (Janzen, 2011). On oppose classiquement au concept de land sharing celui de land sparing, selon lequel on cherche à concentrer la production agricole sur une surface la plus réduite possible afin de conserver plus de place pour la nature. Il est argumenté qu'une telle stratégie d'usage des terres devrait limiter la déforestation et préserver des espaces vierges présentant des niveaux de biodiversité remarquables. La raison en est que la grande faune est fréquemment exclue des espaces utilisés par l'homme (Alkemade *et al.*, 2009 ; Ogutu *et al.*, 2011). L'intérêt d'une stratégie de type land sparing est aujourd'hui remis en cause, car l'intensification des systèmes qu'elle induit génère des revenus qui attirent de nouveaux agriculteurs ce qui accroît le rythme de déforestation au lieu de le réduire (Angelsen, 2010). Par ailleurs, l'intensification des systèmes rend négligeables les services intrants (définis dans le chapitre 2) dont ils pourraient bénéficier, et est source de dys-services qui augmentent leur empreinte environnementale (Tschamntke *et al.*, 2012). Aujourd'hui, certains auteurs considèrent que c'est en fait une combinaison des stratégies de land sparing et de land sharing qui serait la plus à même d'accroître la durabilité des systèmes agricoles (Lambin and Meyfroidt, 2011 ; Tschamntke *et al.*, 2012), y compris celle des systèmes d'élevage (Dumont *et al.*, 2013).

Dans le débat relatif à la place de l'élevage, une idée récurrente est que les productions animales consommeraient beaucoup plus de protéines végétales qu'elles n'en restituent sous forme de protéines animales, et qu'elles nécessitent d'importantes surfaces de terres agricoles (Stehfest *et al.*, 2009). Au niveau mondial, l'élevage utilise 3,38 milliard d'ha de prairies et parcours et 1,53 milliards d'ha de terres arables ; 35% (en masse) des produits des terres arables sont utilisés pour l'alimentation animale, 62% pour l'alimentation humaine, les 3% restant étant utilisés pour la bioénergie et autres produits (Foley *et al.*, 2011). En Europe et en Amérique du Nord, les terres arables sont encore plus utilisées pour l'alimentation animale puisque seulement 40% de ce qu'elles produisent va à l'alimentation humaine (Foley *et al.*, 2011). Ces mêmes auteurs ont calculé que lorsqu'on additionne les terres arables dédiées à l'alimentation animale (350 million de ha) aux 3,38 milliards ha de terres pâturées, on obtient 3,73 milliards d'ha utilisés pour nourrir les animaux d'élevage, soit 75% de l'ensemble des terres agricoles (Foley *et al.*, 2011). Un ordre de grandeur similaire (70% des 4,92 milliard ha de terres agricoles) est évoqué dans d'autres prospectives récentes qui utilisent les données statistiques de la FAO (van Zanten *et al.*, 2016).

L'unité la plus utilisée pour quantifier l'utilisation des terres pour un type de production donné est le $m^2 \cdot an$, c'est à dire un m^2 occupé pendant une année. Cette unité ignore cependant le fait que la capacité productive d'une surface de terre en biomasse végétale varie fortement selon les conditions pédoclimatiques. Pour remédier à un tel biais, Ridoutt et al. proposent de prendre en compte la capacité productive de la terre à travers la valeur de sa productivité primaire nette de la biomasse potentielle (NPP_0) disponible dans certaines bases de données (Ridoutt *et al.*, 2014). L'unité utilisée pour quantifier l'utilisation des terres devient alors le $m^2 \cdot an \cdot e$, c'est-à-dire un m^2 occupé pendant un an pour une terre ayant une valeur moyenne de NPP_0 au niveau mondial. Cette mesure reste perfectible, parce que les données de NPP_0 sont disponibles à une échelle spatiale large et ne sont pas encore bien corrélées avec le rendement des cultures au niveau mondial. En effet, la NPP_0 ne prend pas en compte les différences de productivité qui résultent de différences en niveaux d'intrants entre systèmes ou entre régions. Les recherches initiées dans ce sens par Ridoutt et al. ont donc vocation à se développer (Ridoutt *et al.*, 2014).

4.4.1.2 L'utilisation des terres selon les systèmes de production animale

La base de données d'inventaire de cycle de vie AGRIBALYSE (Koch and Salou, 2015; Salou *et al.*, 2014) fournit, entre autres, des données sur l'utilisation des terres pour les productions animales françaises (Tableau 1, 2, 3). Ces données ont été produites par analyse de cycle de vie (ACV), elles prennent donc en compte

l'ensemble des terres nécessaires pour alimenter les animaux durant toute leur durée de vie, y compris les effets délocalisés de leur alimentation. Les surfaces de prairies et parcours sont également prises en compte. Dans le cas de systèmes qui produisent plusieurs produits, comme les systèmes laitiers, l'utilisation des terres a été allouée au lait et aux animaux vendus selon une approche biophysique.

Tableau 4.4 1. Valeurs d'utilisation des terres pour les animaux issus de différents systèmes de production bovins. Données de la base de données AGRIBALYSE version 1.2 (Koch and Salou, 2015). Les résultats sont exprimés en m².an par kg de poids vif.

Système de production	m ² .an
<u>Bovins viande</u>	
Vache de réforme d'origine allaitante, système charolais < 1,2 UGB/ha	53,6
Taurillon race à viande, de broutards du système charolais < 1,2 UGB/ha	32,1
Vache de réforme d'origine allaitante, système charolais ≥ 1,2 UGB/ha	24,3
Génisse race à viande, de broutards du système charolais ≥ 1,2 UGB/ha	21,5
Taurillon race à viande, de broutards du système charolais ≥ 1,2 UGB/ha	14,8
Moyenne	29,3
<u>Bovins lait</u>	
Vache de réforme, système de montagne, herbe	26,7
Vache de réforme, système de plaine, herbe (5 à 10% maïs / SFP)	16,3
Vache de réforme, agriculture biologique, système de plaine, herbe (5 à 10% maïs / SFP)	15,3
Vache de réforme, système de plaine, herbe - maïs (10-30% de maïs / SFP)	11,8
Vache de réforme, système de plaine, maïs dominant (>30% maïs / SFP)	10,5
Moyenne	16,1

Pour les systèmes de production de viande bovine les surfaces de terres utilisées varient de 15 à 54 m².an par kg de poids vif, avec une valeur moyenne de 29 m².an (Tableau 4.4.1). Pour les systèmes laitiers elles varient de 11 à 27 m².an par kg de poids vif, avec une valeur moyenne de 16 m².an. Les animaux issus de systèmes laitiers utilisent moins de terres que ceux issus des systèmes viande, parce que une part seulement des terres qu'ils utilisent est allouée aux animaux vendus, le reste étant alloué au lait. Les systèmes de montagne et plus généralement les systèmes basés sur l'herbe utilisent plus de terres que les systèmes consommant plus de maïs ensilage ou céréales. Ceci est dû aux plus faibles rendements par ha des prairies par rapport au maïs et aux céréales.

Tableau 4.4.2. Valeurs d'utilisation des terres pour différents systèmes de production de lait. Données de la base de données AGRIBALYSE version 1.2 (Koch and Salou, 2015). Les résultats sont exprimés en m².an par kg de lait.

Système de production	m ² .an
<u>Lait de vache</u>	
Système de montagne, herbe	2,5
Système de plaine, herbe (5 à 10% maïs / SFP)	2,0
Système de plaine agriculture biologique, herbe (5 à 10% maïs / SFP)	1,6
Système de plaine, herbe - maïs (10-30% de maïs / SFP)	1,3
système de plaine, maïs dominant (>30% maïs / SFP)	1,1
Système de brebis Roquefort	3,4
Système chèvre zone fourragère intensive	2,2

Pour les systèmes de production de lait de vache, les surfaces nécessaires varient de 1,1 à 2,5 m².an par kg de lait (Tableau 4.4.2). La production de lait de brebis et chèvre nécessite en moyenne des surfaces plus importantes. Les systèmes les plus herbagers utilisent le plus de terres pour les raisons déjà évoquées.

Tableau 3. Valeurs d'utilisation des terres pour porcs, poulet de chair et œufs. Données de la base de données AGRIBALYSE version 1.2 (Koch and Salou, 2015). Les résultats sont exprimés en m².an par kg de poids vif ou d'œufs.

Système de production	m ² .an
<u>Porcs</u>	
Agriculture biologique	10,6
Label rouge plein air	5,6
Label rouge, bâtiment courette	3,7
Alimentation à dominante colza	3,7
Alimentation à dominante soja	3,5
<u>Poulet de chair</u>	
Agriculture biologique	8,9
Label rouge	4,5
Standard	2,7
<u>Oeuf</u>	
Agriculture biologique	6,9
Plein air	3,9
En bâtiment au sol	3,4
En bâtiment en cage	2,9

Pour les systèmes de production de porc, de poulets de chair et d'œuf les terres utilisées varient respectivement de 3,5 à 10,6 m².an, de 2,7 à 8,9 m².an et de 2,9 à 6,9 m².an par kg (Tableau 3). Les systèmes en agriculture biologique et en plein air utilisent plus de terres que les systèmes standards sans accès à l'extérieur.

De Vries et de Boer ont réalisé une revue bibliographique portant sur seize études ACV de systèmes de production animale dans des pays de l'OCDE (de Vries and De Boer, 2010). Selon cette revue, la surface de terre utilisée pour produire 1 kg de viande de porc varie de 8,9 à 12,1 m².an, alors que pour produire 1 kg de viande de poulet il faudrait de 8,1 à 9,9 m².an. Des surfaces bien plus importantes sont nécessaires pour produire 1 kg de viande bovine, soit entre 27 et 49 m².an. La production de 1 kg de lait ne nécessiterait en revanche qu'entre 1,1 et 2 m².an, et pour produire 1 kg d'œufs il faudrait entre 4,5 et 6,0 m².an.

En tenant compte des facteurs utilisés par ces auteurs pour passer du poids vif au poids en viande, ces résultats sont plus élevés que ceux d'AGRIBALYSE pour le porc et les œufs, et équivalents aux données AGRIBALYSE pour les autres produits. La première fonction des produits animaux étant de fournir des protéines de qualité, les auteurs ont également exprimé ces résultats par kg de protéine (Figure 4.4.1).

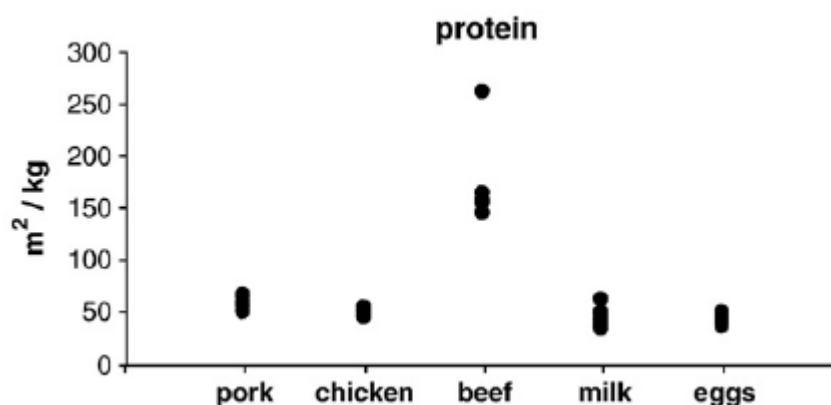


Figure 4.4.1 : Utilisation des terres (en m².an) pour les produits d'élevage (viande, lait ou œuf), exprimés par kg de protéine (de Vries and De Boer, 2010)

Les écarts entre productions se maintiennent suivant ce mode de calcul. Ainsi la surface de terre utilisée pour produire 1 kg de protéine varie de 47 à 64 m².an pour le porc, de 42 à 52 m².an pour le poulet, de 33 à 59 m².an pour le lait et de 35 à 48 m².an pour les œufs. Les valeurs restent bien plus élevées, entre 144 et 258 m².an pour la viande bovine. Les viandes bovines issues de systèmes laitiers nécessiteraient moins de surfaces que celles issues de systèmes allaitants, parce que les premières « amortissent » les surfaces utilisées sur le lait et la viande.

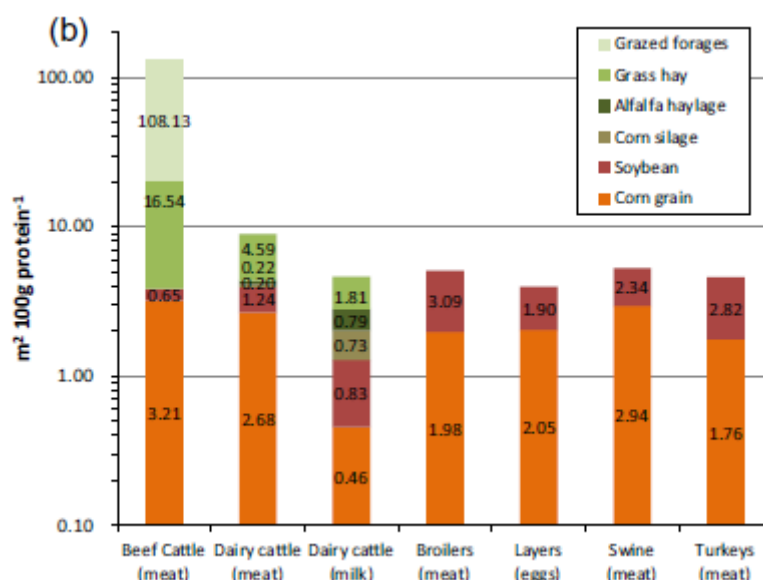


Figure 4.4.2 : Utilisation des terres (en m².an) pour les produits d'élevage (viande, lait ou œuf), exprimés par 100 g de protéine (Peters *et al.*, 2014)

Peters *et al.* ont quantifié les surfaces de terre utilisées pour produire 1 kg de protéine pour différentes productions aux USA, et distinguent les surfaces en prairies temporaires ou permanentes des surfaces de grandes cultures lorsque celles-ci sont utilisées pour nourrir les animaux (Figure 4.4.2) (Peters *et al.*, 2014). Ces valeurs sont en accord avec celles proposées par de Vries et de Boer, à l'exception de la viande bovine issue de

vaches allaitantes qui nécessiterait quinze fois plus de terres que celle issue de vaches laitières (de Vries and De Boer, 2010). Ceci résulte probablement du fait qu'il s'agit dans ce cas de systèmes très extensifs, utilisant des pâturages peu productifs. Il est à noter que lorsqu'on considère uniquement les besoins en terres pour les cultures annuelles (maïs, soja et maïs ensilage), les différences de surfaces entre espèces se réduisent ; pour les différentes viandes et les œufs les surfaces nécessaires varient de 4 à 5 2 m².an/100g de protéine, c'est le lait qui nécessite le moins de terres arables pour produire une même quantité de protéines soit 2 m².an/100g de protéine (Figure 2). Herrero et al. trouvent des valeurs plus élevées au niveau mondial, 6 m².an/100g de protéine pour le lait, 9 m².an/100g de protéine pour la viande bovine et 10 m².an/100g de protéine pour les viandes de porc et de volaille (Herrero *et al.*, 2015). Ces auteurs notent cependant que dans des régions où les systèmes d'élevage sont plus intensifs comme l'Europe, la viande bovine nécessiterait des surfaces en terres arables trois à quatre fois (d'après (Wirsenijs, 2003), cité dans (Herrero *et al.*, 2015)) plus importantes que les viandes de porc et de volaille.

4.4.1.3 Débats et perspectives

Les systèmes de production animale contribuent à la sécurité alimentaire mondiale mais occupent des surfaces variables de terres arables et de prairies et parcours. Cette distinction entre les surfaces est en fait cruciale car les systèmes basés sur l'utilisation de l'herbe consomment une ressource qui n'est pas directement valorisable par l'homme et utilisent souvent des surfaces qui ne peuvent pas être exploitées en cultures annuelles pour produire des calories et des protéines ; on peut alors considérer qu'ils ont un effet positif sur la production alimentaire mondiale, tandis que les systèmes qui utilisent principalement des aliments produits sur des terres arables ont un effet négatif sur la production alimentaire mondiale (Foley *et al.*, 2011 ; Janzen, 2011). Pour discuter de la compétition entre alimentation animale et alimentation humaine, il s'agit donc de considérer en priorité l'utilisation de protéines issues de terres arables, ainsi que le fait que les protéines animales ont une valeur nutritionnelle plus élevée que les protéines végétales et contiennent des acides aminés indispensables non synthétisés par l'organisme humain (Lebret and Picard, 2015). Ainsi, c'est la quantité de protéines animales comestibles par kg de protéines végétales comestibles par l'homme et consommées par les animaux est une approche pour évaluer la contribution de l'élevage à la sécurité alimentaire. Si ce ratio est supérieur à 1, le système contribue positivement à la sécurité alimentaire. Au vu des différences nutritionnelles entre les protéines animales et végétales, on peut même considérer qu'un ratio de 0,8 suffirait pour au moins maintenir l'équilibre. Lorsqu'on distingue ainsi les aliments produits sur les terres arables de ceux produits sur prairies et parcours, les classements entre systèmes de production animale sont très différents. Une étude mondiale, qui couvre des systèmes de production très contrastés en terme de niveau d'intensification, de génétique animale et de types d'alimentation, conclue à un net avantage des productions de ruminants quant à leur efficacité de conversion des protéines végétales en protéines animales, dès lors qu'on considère uniquement la fraction du régime directement consommable par l'homme (Bradford *et al.*, 1999). La viande bovine a alors une contribution très positive à la sécurité alimentaire (Tableau 4) lorsque les animaux valorisent des pâturages une grande partie de leur vie, et que seule leur phase d'engraissement nécessite une ration riche en concentrés à base de maïs et de tourteau de soja.

Contrairement aux approches basées sur la production primaire potentielle des sols (Ridoutt *et al.*, 2014), ces calculs prennent en compte l'utilisation des sols instantanée et l'utilisation potentielle des végétaux pour l'alimentation humaine, mais ne prennent pas en compte le potentiel de production d'alimentation pour l'homme des terres actuellement utilisées comme prairies. Ces résultats peuvent donc être discutés notamment dans les zones de plaine, où une partie des prairies peuvent être retournés pour d'autres cultures.

En Afrique, les bovins sont nourris de fourrages grossiers et n'utilisent pratiquement pas de protéines consommables par l'homme ; la FAO rapporte une efficacité égale à 21,16 pour les élevages Kenyans (FAO, 2011). Dans leurs calculs, Bradford *et al.* ont considéré que les monogastriques étaient majoritairement alimentés avec des aliments concentrés qui entrent en compétition avec l'alimentation humaine (Bradford *et al.*, 1999). Leur efficacité de conversion des protéines végétales consommables par l'homme en protéines animales reste donc faible, à l'exception des poulets en Afrique et en Corée du Sud qui valorisent des résidus de cultures (Tableau 4.4.4).

Tableau 4.4.4. Efficacité de conversion des protéines végétales en protéines animales en toutes les protéines ingérées ou uniquement la fraction consommable par l'homme (Bradford *et al.*, 1999).

	Porcs	Poulets	Œufs	Bovins viande	Bovins lait
Argentine	0,07 / 0,11	0,30 / 0,69	0,23 / 0,45	0,02 / 6,12	0,16 / 1,64
Egypte	0,09 / 0,43	0,24 / 1,63	0,15 / 0,88		
Kenya	0,10 / 0,39	0,38 / 2,24	0,04 / 0,22		
Mexique	0,08 / 0,21	0,33 / 0,83	0,19 / 0,38	0,02 / 4,39	0,11 / 1,06
Corée du Sud	0,16 / 0,51	0,34 / 1,04	0,19 / 0,31	0,06 / 6,57	0,19 / 14,3
USA	0,19 / 0,29	0,31 / 0,62	0,24 / 0,36	0,08 / 1,19	0,21 / 2,08

Valeurs ramenées à l'ensemble des protéines ingérées / uniquement à la fraction consommable par l'homme

Une étude analogue conduite en Angleterre étend ces conclusions au territoire Européen (Wilkinson, 2011). Les systèmes laitiers apparaissent comme étant les plus efficaces car ils permettent de produire 1,4 kg de protéines de lait par kg de protéines consommables par l'homme. La production de viande bovine à l'herbe est globalement neutre avec une efficacité de 0,95 rapportée au poids de carcasse. Les monogastriques et les bovins viandes alimentés avec des rations riches en concentrés ont une efficacité faible suivant ce mode de calcul car ils consomment des sources de protéines en compétition avec celles consommées par l'homme : 0,47 pour le poulet, 0,43 pour les œufs, 0,38 pour le porc et 0,30 pour les systèmes bovins viande utilisant beaucoup de concentrés. Des ratios de 1 sont atteignables si l'on nourrit les porcs et les volailles avec des sous-produits agricoles plutôt qu'avec des ressources (grain notamment) directement utilisables en alimentation humaine (Wilkinson, 2011).

Sur la même base, d'autres travaux récents, en Irlande (Hennessy and Moran, 2014) et en Autriche (Ertl *et al.*, 2015), confirment l'efficacité de conversion des protéines des systèmes laitiers, en particulier des systèmes herbagers, alors que les systèmes laitiers intensifs ayant fortement recours au maïs apparaissent comme moins efficaces. L'étude Autrichienne conclut même que l'efficacité protéique est négativement corrélée ($r = -0,82$) à la quantité de concentré distribuée par kg de lait (Ertl *et al.*, 2015). La raison en est que l'accroissement de la production par animal s'opère grâce à un accroissement de la consommation de concentrés, pour partie directement consommables par l'homme, ce qui réduit d'autant la contribution positive de l'élevage à la fourniture de protéines.

De telles données sont aujourd'hui mobilisées dans des études globales qui calculent les besoins en terre minimaux pour satisfaire aux besoins en protéines animales de la population mondiale. En tablant sur une population mondiale de 9,7 milliards d'humain à l'horizon 2050, van Zanten *et al.* concluent que pour satisfaire aux besoins nutritionnels de l'homme tout en réduisant l'empreinte environnementale de l'élevage, il faudrait utiliser les terres arables pour produire des aliments directement utilisables par l'homme et non pour nourrir les animaux d'élevage (van Zanten *et al.*, 2016). Ils considèrent que la consommation de céréales et protéagineux

directement par l'homme est par nature plus efficiente que leur transformation en produits animaux, et intègrent dans leur raisonnement les variations de productivité des surfaces comme le recommandent Ridoutt et al. (Ridoutt *et al.*, 2014). Suivant ce raisonnement, van Zanten et al. proposent de nourrir les animaux d'élevage uniquement avec des rations produites sur prairies et parcours, des co-produits de l'alimentation humaine (tourteaux, drêches etc.) et des déchets alimentaires (van Zanten *et al.*, 2016). Un tel scénario réduit fortement la concurrence entre alimentation humaine et alimentation animale, mais entraînerait aussi une diminution du cheptel et des performances individuelles des animaux (Schader *et al.*, 2015). Selon van Zanten et al., il serait possible de produire 21 g de protéine animale/personne.jour, 14 g provenant de la valorisation des co-produits et de l'usage des déchets organiques par les porcs (Ermgassen *et al.*, 2016) ce qui nécessiterait une réglementation sanitaire stricte, et les 7 g restant provenant de l'utilisation des prairies et parcours (van Zanten *et al.*, 2016). Sachant que les recommandations nutritionnelles sont une ingestion de 60 g de protéine/personne.jour, dont un tiers de protéines animales, de tels apports apparaissent comme satisfaisants. Ainsi, ces modélisations globales offrent-elles des pistes pour résoudre les conflits d'usage des terres entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine, et accroître la durabilité des systèmes d'élevage. Des innovations techniques seront nécessaires dans le domaine de la sécurité alimentaire pour la collecte et le stockage des déchets, et pour équilibrer les rations. Enfin, ces scénarios prospectifs invitent à considérer comme unité fonctionnelle prioritaire la production de protéines destinées à l'alimentation humaine par hectare plutôt que la simple productivité animale.

Au niveau mondial, la production d'aliments destinés à l'élevage crée une forte pression de conversion d'écosystèmes naturels ou semi-naturels en systèmes de grandes cultures (Gibbs *et al.*, 2015 ; Leip *et al.*, 2015; Nepstad *et al.*, 2014). L'import vers l'Europe de concentrés énergétiques ou protéiques provoque donc un impact négatif délocalisé sur la biodiversité particulièrement important lorsque cet import encourage l'expansion des surfaces agricoles dans les pays accueillant de très forts niveaux de biodiversité. Un exemple caractéristique est celui de l'impact de la culture de soja sur la biodiversité (et plus généralement l'environnement) au Brésil (Fearnside, 2001). Ces effets délocalisés sont difficile à prendre en compte mais les spécialistes des Analyses du Cycle de Vie, familier avec ce type de problématique se sont penchés sur le développement de méthodes quantifiant cet impact (Chaudhary *et al.*, 2015; Koellner *et al.*, 2013). Une des principales difficultés tient à l'absence de substituabilité entre les différentes espèces. Pour contourner cette limite, la méthode proposée par Chaudhary et al. (Chaudhary *et al.*, 2015) prend non seulement en compte la diminution du nombre d'espèces en fonction de la perte de surfaces d'habitats naturels, mais aussi le fait que certaines espèces s'adaptent aux écosystèmes agricoles et que le taux d'endémisme des espèces est très contrasté entre les différentes régions. En utilisant cette méthode et en considérant le marché international des produits agricoles, Chaudhary et Kastner (Chaudhary and Kastner, 2016) estiment que l'impact négatif de la France (comme d'autres pays européens : Allemagne, Royaume Uni) sur la biodiversité globale est principalement lié aux impacts délocalisés à l'étranger. Cette étude ne différencie toutefois pas les impacts liés à l'élevage de ceux liés à d'autres productions agricoles. Il faut souligner que la quantification de l'impact de l'utilisation des terres sur la biodiversité globale est encore incertaine (Gaudreault *et al.*, 2016) et en plein développement (Curran *et al.*, 2016). Les études présentées ici doivent donc être considérées comme des pistes de recherche pour l'avenir, l'estimation de l'impact de l'élevage sur la biodiversité globale étant susceptible d'évoluer fortement au cours des prochaines années.

4.4.2 La consommation et la production de ressources énergétiques

4.4.2.1 Éléments généraux

L'augmentation de la demande énergétique mondiale est estimée à + 37 % d'ici 2040 (Energy Information Administration (EIA), 2014). En 2004, la consommation d'énergie des exploitations agricoles de l'UE était estimée

à 28 Mtep (Million de tonnes équivalent pétrole) par an (Bochu *et al.*, 2004). Pour l'agriculture française, l'ADEME estime la consommation d'énergie à 4,4 Mtep (Ademe, 2015). Les consommations directes d'énergie de l'agriculture sont majoritairement sous forme de fioul et de gaz (2459 ktep et 806 ktep, respectivement) (Doublet and Solagro, 2011). Les postes agricoles les plus énergivores au regard de l'énergie directe sont les postes « cultures » (37 %) et « élevages » (26 %). Pour le poste « cultures » ce sont le gasoil et le gaz consommés par les engins agricoles (majoritairement les tracteurs) et le chauffage des serres. Concernant l'élevage, le poste principal concerne le chauffage des bâtiments par utilisation de gaz propane pour les élevages de volaille et l'utilisation d'électricité dans les élevages bovins et porcins (Pellerin *et al.*, 2013), ce qui correspond à environ 370 ktep (Vert and Portet, 2010). Concernant, l'énergie indirecte, les consommations agricoles s'élèvent à 5400 ktep dont 15 % sont dus à l'alimentation du bétail (740 ktep, (Doublet and Solagro, 2011)).

4.4.2.2 La consommation de ressources énergétiques non-renouvelables

Du point de vue de la production d'énergie pour l'alimentation humaine, l'élevage valorise faiblement l'énergie non renouvelable investie dans le système ; il produit en effet moins de 1MJ d'énergie alimentaire par MJ d'énergie non renouvelable consommée (Benoit and Laignel, 2010 ; Veysset *et al.*, 2010). A contrario, les productions végétales sont considérées comme étant plus efficaces ; les fruits et légumes produisant de 1 (Kizilaslan, 2009) à 5 MJ (Ozkan *et al.*, 2007) par MJ investi et les systèmes de grandes cultures quant à eux peuvent atteindre 15 MJ par MJ d'énergie non renouvelable consommée (Deike *et al.*, 2008 ; Nguyen and Haynes, 1995).

L'utilisation des ressources énergétiques non renouvelables dépend des espèces

Les systèmes de production animaux peuvent varier fortement dans leurs caractéristiques (productivité, composition de l'aliment, logement...). Ces caractéristiques peuvent influencer les impacts environnementaux (Basset-Mens and van der Werf, 2005), notamment les quantités d'énergie nécessaire à la production. D'après la synthèse de de Vries et de Boer (de Vries and De Boer, 2010), les systèmes de production de gros ruminants sont plutôt hétérogènes (27 à 41 MJ sont nécessaires pour produire un kg de carcasse) alors que les granivores élevés en hors sol (porc, volaille, œuf) sont plutôt homogènes (15,5-16,7 MJ et 12-14,5 MJ par kg de carcasse pour le porc et le poulet, respectivement) du fait d'une production relativement standardisée. Cependant, il existe une certaine variabilité des systèmes de production selon leur orientation (conventionnel, label rouge, bio, plein air...). Ainsi, la quantité d'énergie utilisée pour produire 1 kg de protéine varie de 177 à 273 MJ/kg pour le bœuf, 87 à 107 MJ/kg pour l'œuf, 80 à 152 MJ/kg pour le poulet, 95 à 236 MJ/kg pour le porc, et 37 à 144 MJ/kg pour le lait (Figure 4.4.3). Finalement, la production d'1 kg de protéine de poulet nécessite moins d'énergie que la production d'1kg de protéine de porc ; la production d'un kg de protéine de lait nécessite moins d'énergie que la production d'1 kg de protéine de bœuf. La production de protéine d'œuf nécessite quant à elle une quantité d'énergie similaire à la production d'un kg de protéine de poulet (de Vries and De Boer, 2010; Williams *et al.*, 2006).



Figure 4.4.3 : Utilisation d'énergie primaire pour la production de produits animaux exprimée en MJ par kg de protéine (de Vries and De Boer, 2010)

L'utilisation des ressources énergétiques non renouvelables dépend du type de systèmes pour une espèce donnée

L'énergie indirecte (liée aux intrants : aliments, fertilisants...) peut représenter de 50 (bovin) à 81 % (volaille) de l'énergie totale utilisée dans les élevages (Leinonen *et al.*, 2012; Meul *et al.*, 2007). Cependant la répartition entre énergie directe et indirecte pour produire un même produit, peut-être variable en fonction du système d'élevage et de l'orientation alimentaire. Ainsi, pour un système bovin lait conventionnel de plaine, l'énergie indirecte peut représenter de 52 % pour un système herbe/maïs et aller jusqu'à 58 % dans un système basé sur le maïs ensilage. La variabilité inter-système peut s'échelonner de 52 % pour un système bovin lait de plaine à 62 % pour un système bovin lait en polyculture élevage. En ce qui concerne les bovins viande, la part d'énergie indirecte est globalement plus élevée (61% en moyenne). Elle peut représenter de 52 à 70 % de l'énergie totale consommée, la variabilité inter et intra-système est similaire à ce qui est constaté chez le bovin lait en production conventionnelle. En ce qui concerne les granivores (porc, volaille), la part d'énergie sous forme indirecte est relativement élevée. En porc, elle représente de 44 % pour les ateliers engraisseurs à 68 % pour les ateliers naisseurs-engraisseurs. Pour la volaille, la part d'énergie indirecte s'échelonne de 54 % à 81 % (Ademe, 2013; Leinonen *et al.*, 2012). L'alimentation représente près de 100 % de l'énergie

Il existe des leviers pour réduire la dépendance énergétique de l'élevage

Il existe des marges de progrès au regard de la consommation d'énergie directe et indirecte. Ainsi Le Gall *et al.* estiment qu'une marche de progrès de 20 à 30 % est possible en systèmes bovins laitiers et de 30 à 40 % en systèmes bovins viandes, sans distinction sur le type d'énergie (Le Gall *et al.*, 2009). Pour les systèmes granivores, Pellerin *et al.* estiment des marges de progrès de 15 à 50 % pour la consommation d'énergie directe (Pellerin *et al.*, 2013). Ces marges de progrès peuvent s'appliquer à 4 niveaux, avec des possibilités de mise en œuvre plus ou moins complexes : au niveau structure de l'exploitation et/ou sa géographie, au niveau du système d'exploitation (mode de conduite des ateliers), au niveau de l'outil de production (gros équipements) et au niveau des pratiques (gestion des effluents, utilisation d'aliments concentrés...) et peuvent concerner l'énergie directe ou indirecte.

Pour l'énergie directe, des leviers d'action concernant les postes électricité et produits pétroliers peuvent être envisagés, notamment au niveau outil de production et des pratiques. Ainsi, par exemple, la mise en place de pré-refroidisseur de lait ou de récupérateur de chaleur sur le tank à lait permet d'économiser de 50 à 80 %

d'énergie sur la consommation électrique par rapport à une installation classique en bovin lait. Concernant, la consommation d'énergie liée au chauffage des bâtiments d'élevages (notamment avicole), des solutions techniques comme l'amélioration de l'isolation, et la modification du mode de chauffage (utilisation d'échangeurs, aérothermie...) permettrait des réductions de l'ordre de 15 à 50 % (Pellerin *et al.*, 2013). Concernant, la consommation de carburant, les leviers d'actions peuvent s'appliquer sur les 4 niveaux d'action. En effet, la réduction de la consommation d'énergie des engins agricoles peut-être influencée par le parcellaire de l'exploitation, le système fourrager, le mode de conduite, l'optimisation des tâches. Un parcellaire ramassé, une conduite économe, et le passage au banc d'essai constituent des leviers intéressants pour réaliser des économies de carburant.

Concernant l'énergie indirecte, c'est-à-dire l'énergie liée aux intrants (alimentation et fertilisation), des leviers d'action sont possibles au niveau du système et des pratiques. Cela concerne le niveau d'autonomie alimentaire (quantité et qualités de concentrés) et pour les systèmes ruminants le choix du système fourrager et de sa conduite (valorisation des prairies, présence de légumineuses, ...). L'énergie liée aux concentrés et aux fourrages déshydratés peut représenter de 25 % à 75 % de l'énergie consommée selon le système et les contextes pédoclimatiques. Les systèmes les plus économes étant ceux qui consomment moins de 25 % de l'énergie totale pour le poste concentrés. Concernant la fertilisation, la valorisation des effluents d'élevage, la finesse du pilotage de la fertilisation et l'adaptation des périodes d'épandages au contexte pédoclimatique sont présentés comme des moyens d'action pour limiter le recours à des intrants énergivores. Pour autant, un chiffrage du potentiel de réduction de ces différents leviers au regard de l'économie d'énergie reste encore à réaliser et ce d'autant plus, qu'il s'agit souvent d'une combinaison de leviers d'action.

4.4.2.3 La production de ressources énergétiques (méthanisation)

Faible valorisation énergétique des effluents d'élevage

La méthanisation agricole s'est rapidement développée dans l'espace européen depuis les années 1990 (Bangalore *et al.*, 2016) grâce à la mise en place progressive de réglementations agro-environnementales. Pour autant, ce développement n'est pas homogène au sein des pays de l'union européenne, certains pays comme l'Allemagne, l'Autriche, le Danemark et les Pays-Bas se démarquant nettement sur cette question. Holm-Nielsen *et al.* estiment à plus de 1500 millions de tonnes la quantité d'effluents d'élevage produits chaque année dans les 27 états membre de l'union européenne (tableau 4.4.5) (Holm-Nielsen *et al.*, 2009). La France, malgré la production de 300 millions de tonnes d'effluents d'élevage valorise moins de 1 % de ses effluents par méthanisation soit 309,2 ktep - (Vert and Portet, 2010) alors que les effluents d'élevage récupérables (déjections non émises au pâturage) correspondent à environ 50 % de la totalité des effluents d'élevage (Houot *et al.*, 2014; Pellerin *et al.*, 2013 ; Solagro *et al.*, 2013) (Tableau 4.4.6). Cependant, les scénarios à l'horizon 2030 prévoient une augmentation du développement de la méthanisation pour atteindre un potentiel énergétique d'environ 4 à 6 Mtep primaires (Solagro *et al.*, 2013).

Tableau 4.4.5 : Estimation de la production d'effluents d'élevage dans l'Europe des 27 en 2003 (d'après (Holm-Nielsen *et al.*, 2009)).

Country	Cattle (1000 heads)	Pigs (1000 heads)	Cattle (1000 livestock units)	Pigs (1000 livestock units)	Cattle manure (10 ⁶ tons)	Pig manure (10 ⁶ tons)	Total manure (10 ⁶ tons)
Austria	2051	3125	1310	261	29	6	35
Belgium	2695	6332	1721	529	38	12	49
Bulgaria	672	931	429	78	9	2	11
Cyprus	57	498	36	42	1	1	2
Czech R.	1397	2877	892	240	20	5	25
Denmark	1544	13,466	986	1124	22	25	46
Estonia	250	340	160	28	4	1	4
Finland	950	1365	607	114	13	3	16
France	19,383	15,020	12,379	1254	272	28	300
Germany	13,035	26,858	8324	2242	183	49	232
Greece	600	1000	383	83	8	2	10
Hungary	723	4059	462	339	10	7	18
Ireland	7000	1758	4470	147	98	3	102
Italy	6314	9272	4032	774	89	17	106
Latvia	371	436	237	36	5	1	6
Lithuania	792	1073	506	90	11	2	13
Luxembourg	184	85	118	7	3	0	3
Malta	18	73	11	6	0	0	0
Netherlands	3862	11,153	2466	931	54	20	75
Poland	5483	18,112	3502	1512	77	33	110
Portugal	1443	2348	922	196	20	4	25
Romania	2812	6589	1796	550	40	12	52
Slovakia	580	1300	370	109	8	2	11
Slovenia	451	534	288	45	6	1	7
Spain	6700	25,250	4279	2107	94	46	140
Sweden	1619	1823	1034	152	23	3	26
UK	10,378	4851	6628	405	146	9	155
EU-27	91,364	160,530	58,348	13,399	1284	295	1578

Tableau 4.4.6 : Répartition des systèmes d'élevage et production des déjections en France en 2000, d'après (Vedrenne, 2007).

Espèces	Stade physiologique	Répartition des déjections récupérées (%)		Déjections récupérées (%)
		Fumiers	Lisiers	
BOVINS	Vache laitière	80	20	45
	Vache allaitante	94	6	
	Taurillon	94	6	
	Veau de boucherie	0	100	
PORCINS	Truie mère et porcelet	30	70	100
	Jeune truie	29	62	
	Post-sevrage, verrat et engraissement	15	85	
AVICOLE et CUNICOLE	Lapin	0	100	100
	Poule pondeuse	100	0	
	Volaille de chair	100	0	
	Canard et oie	10	90	
OVINS et CAPRINS		100	0	35
TOTAL		71	29	50

Les effluents d'élevage n'ont pas la même capacité à être valorisés

Tous les effluents d'élevage n'ont pas le même pouvoir méthanogène (Tableau 4.4.7), et il est courant que différents types d'effluents soient mélangés entre eux ou avec d'autres substances organiques telles que les résidus agricoles et les déchets verts non ligneux, les déchets des IAA, les boues de station d'épuration, pour augmenter le potentiel méthanogène du mélange. De plus, Pellerin *et al.* estiment que seule 80 % de la matière organique biodégradable est réellement dégradée dans un méthaniseur (Pellerin *et al.*, 2013).

Tableau 4.4.7- La production de biogaz selon les substrats (D'après (Zdanevitch and Collet, 2009)).

Lisier de vaches	200 m ³ méthane / T de MS	20 m ³ biogaz / m ³ lisier
Lisier de porc	300 m ³ méthane / T de MS	30 m ³ biogaz / m ³ lisier
Fumier de volaille	250 m ³ méthane / T de MS	40 m ³ biogaz / m ³ fumier
Boues urbaines	300 m ³ méthane / T de MS	5 m ³ biogaz / m ³ boues
Déchets organiques	250 m ³ méthane / T de MS	100 m ³ biogaz / T déchets
Déchets gras	720 m ³ méthane / T de MS	650 m ³ biogaz / T graisse
Tontes d'herbe	480 m ³ méthane / T de MS	125 m ³ biogaz / T tonte
Résidus de silo céréalier	450 m ³ méthane / T de MS	220 m ³ biogaz / T résidus de céréale

L'économie potentielle en termes de ressources énergétiques non-renouvelables dépend du mode de valorisation du biogaz (tableau 4.4.8). Seule une partie du biogaz produit peut être valorisée (Aguirre-Villegas *et al.*, 2014). En effet, une partie d'électricité produite sert à maintenir une température idéale à la réaction de méthanisation (environ 38 °C). Il n'y a que peu voire pas de fuites dans les nouvelles installations (IPCC, 2006 ; Moller *et al.*, 2009), tandis que des unités plus vieilles pourront avoir des fuites et libérer jusqu'à 10-15% du biogaz produit (EPA, 2008 ; Flesch *et al.*, 2011). Quel que soit le mode de valorisation, la production d'un m³ de biogaz peut permettre une économie d'énergie primaire non renouvelable allant de 9 à 20 MJ.

Tableau 4.4.8 : Substitution à l'énergie primaire non renouvelable lors de la valorisation d'un m³ de biogaz en fonction de son mode de valorisation (D'après (Ademe *et al.*, 2007)).

Valorisation biogaz (filière substituée)	Energie primaire non renouvelable (MJ)
Chaleur (fioul)	-13
Chaleur (gaz naturel)	-8,6
Electricité	-9,8
Cogénération (fioul)	-20
Cogénération (gaz naturel)	-18

4.4.2.4 Incertitudes

Si la question de l'utilisation des énergies non renouvelables est incontournable aujourd'hui, la contribution des élevages à leurs consommation reste assez peu documentée et récente. En effet, d'après la revue bibliographique de Vigne *et al.*, sur les 197 références portant sur la question de l'utilisation de l'énergie en agriculture (Vigne *et al.*, 2012b), 96 % des références ont été écrites à partir des années 1990, avec un essor depuis 2007 (47 % des références) bien que les premiers travaux datent des années 1970 (Pimentel *et al.*, 1973). Pour les pays développés, seules 26 références portent sur l'élevage et/ou sur les systèmes mixtes culture/élevage.

A ce jour, il existe au moins quatre méthodes d'analyse énergétique. Il s'agit de l'analyse énergétique (Cumulative Energy Requirement Analysis (CERA) (Pimentel *et al.*, 1973), de l'empreinte écologique (Ecological

Footprint (EF) (Wackernagel and Rees, 1998), de l'Energie (Emergy Accounting (EA) (Odum, 1995) et de l'analyse pluri-énergétique (Plury-Energy Analysis (PEA) (Vigne *et al.*, 2013)). Ces méthodes se différencient les unes des autres par leur périmètre (prise en compte des sources d'énergie naturelle renouvelables ou non (EA), des surfaces biologiquement productives nécessaires pour séquestrer le CO₂ atmosphérique dégagé lors de la combustion des énergies fossiles (EF)...) et leur unité d'expression des résultats (joule d'énergie primaire pour CERA, surface pour satisfaire une certaine population pour EF, joule d'énergie solaire pour EA (SeJ) et MJ par ha ou UGB pour PEA), rendant très difficile la comparaison des différentes études. De plus, de nombreux auteurs (Basset-Mens and van der Werf, 2005 ; Dalgaard *et al.*, 2001 ; Kraatz, 2012; Vigne *et al.*, 2012b) soulignent qu'en fonction des méthodes d'évaluation, l'énergie consommée par l'élevage ou les produits animaux peut être extrêmement variable les conclusions contradictoires. Il existe en effet une grande variabilité dans les coefficients énergétiques des intrants des élevages (par exemple, pour le diesel canadien des valeurs allant de 37.4 (McLaughlin *et al.*, 2000) à 45.1 MJ L⁻¹ (Clements *et al.*, 1995) ont été constatées) (Vigne *et al.*, 2012a). De plus, de nombreux coefficients n'existent pas pour certains contextes (Liu *et al.*, 2010) entraînant l'utilisation du même coefficient pour des systèmes pouvant être très contrastés (Vigne *et al.*, 2012a).

Bien que l'utilisation en agriculture des digestats de méthanisation puissent présenter des avantages agronomiques, leurs propriétés ne sont pas encore bien connues et leur usage agricole reste insuffisamment documenté (Tambone *et al.*, 2010). La question de l'évolution de la teneur en matière organique des sols lors d'une valorisation agronomique des digestats est une question de plus en plus prégnante pour la méthanisation agricole (Garrigues *et al.*, 2015). De nombreuses questions se posent également sur la valorisation de l'azote contenu dans les digestats et les pertes associées, notamment au niveau des émissions d'ammoniac (+15 % d'émissions à l'épandage par rapport à du lisier brut) et des émissions de protoxyde d'azote (controversées) (Peyraud *et al.*, 2012). En effet, l'impact de la méthanisation au regard de l'azote est faible, et ne permet pas de limiter l'usage de l'azote minéral sauf si les résidus de culture et les cultures intermédiaires/dérobées sont aussi méthanisées (Moller, 2009).

La contribution de l'élevage à la consommation d'énergie non renouvelable est indéniable, d'autant plus que les animaux sont de piètres bio-transformateurs de l'énergie en comparaison des végétaux. L'élevage représente environ 45 % de la consommation énergétique agricole. Pour autant, cette question est relativement récente dans la littérature. La diversité des méthodes d'analyses, la variabilité inter-espèces, inter-systèmes et intra-systèmes pour une espèce donnée souligne la nécessité de développer des approches harmonisées et la conduite de travaux de recherche supplémentaires pour mieux caractériser les systèmes d'élevages et leur diversité au regard de cette question.

La méthanisation des effluents d'élevage est une stratégie intéressante pour produire de l'énergie d'origine renouvelable et réduire l'utilisation d'énergie directe sur les élevages, notamment l'énergie utilisée par les bâtiments d'élevage (électricité, gaz). Pour autant, elle ne constitue qu'un des moyens à mettre en œuvre pour réduire pour réduire l'utilisation de ressources énergétiques non-renouvelable. En effet, au regard de la proportion d'énergie indirecte mobilisée par les élevages, des modifications dans le système d'alimentation et de gestion des cultures dédiées à l'alimentation (fertilisation, produits phytosanitaires) doivent être initiées pour réduire l'utilisation d'énergie non renouvelable par les élevages.

4.4.3 Conclusions

L'activité d'élevage utilise des proportions très variables de terres, selon le type d'animal et selon la base selon laquelle est réalisé le calcul. Il est nécessaire de différencier les surfaces totales de production directes (employées sur le lieu de production) et indirectes (celles qui sont utilisées pour produire les intrants

alimentaires). Dans ce cas, les bovins en systèmes herbagers apparaissent nettement plus consommateurs en surfaces que les volailles et porcins, plus efficaces. Néanmoins, il est nécessaire d'affiner ce type d'approche, notamment en prenant en compte la destination des surfaces et leur capacité à produire de la biomasse. La notion de compétition végétal-animal est à relativiser selon que les animaux consomment ou non des ressources en compétition directe avec l'alimentation humaine. Ceci conduit à distinguer les ressources produites sur les terres arables de celles résultant de l'utilisation des prairies et parcours sur des sols impropres aux cultures. Ces dernières contribuent de façon positive à la production alimentaire mondiale après transformation par les animaux, tout en augmentant la qualité des protéines produites. Un tel mode de calcul conduit à relativiser les surfaces en terre importantes qui sont nécessaires à la production de viande ou de lait par les ruminants ; non seulement ces systèmes valorisent des surfaces non directement utilisables par l'homme, mais les prairies (au sens large). L'efficacité de conversion des protéines est particulièrement élevée dans les systèmes herbagers, si l'on considère que ces surfaces ne sont pas valorisables directement pour une alimentation humaine. Dans les systèmes intensifs, l'accroissement de la production par animal s'opère en revanche grâce à un accroissement de la consommation de concentrés qui sont pour partie directement consommables par l'homme, ce qui réduit la contribution positive de l'élevage à la fourniture de protéines. La composition et le statut des ingrédients de cette alimentation concentrée sont particulièrement importants. Si ce sont des cultures pouvant être valorisées directement en alimentation humaine, alors la compétition sera élevée, mais si ce sont des coproduits des grandes cultures et des cultures industrielles, alors globalement le système de production pourra être très efficace, en particulier pour les monogastriques.

Par ailleurs, même si il est clair que la plupart des activités d'élevage utilisent des quantités non négligeables d'énergie non renouvelable, notamment au travers de la production de leur alimentation, la variabilité des niveaux de consommation entre types d'élevage offre des leviers d'action susceptibles de réduire cette consommation. La valorisation des effluents d'élevage par méthanisation est un moyen de rééquilibrer le bilan énergétique d'une exploitation d'élevage et agit également sur le bilan fertilisation. Parmi les autres pistes de réduction de la consommation indirecte d'énergie, les bénéfices liés à l'utilisation des légumineuses doivent être quantifiés tant celles-ci pèsent sur la consommation d'N minéral dont la synthèse est très énergivore.

4.4.4. L'importance du phosphore dans les systèmes d'élevage

4.4.4.1. Contexte général

Le phosphore en agriculture constitue à la fois une ressource non renouvelable et une source potentielle de pollution lorsqu'il est utilisé en excès comme fertilisant. C'est un élément déterminant pour la sécurité alimentaire mondiale dans la mesure où il conditionne notre capacité à produire des aliments, il n'est pas substituable et ne peut pas être synthétisé, à la différence des fertilisants azotés (Cordell and White, 2013). Les réserves mondiales de phosphates minéraux sont limitées et concentrées dans un très petit nombre de pays constituant ainsi un enjeu politique et économique majeur (Cordell and White, 2013). Le phosphore est aussi déterminant pour les stratégies d'atténuation du changement climatique basée sur le stockage du carbone dans le sol. Les travaux de modélisation conduits à l'échelle planétaire ont ainsi montré quels que soient les modèles de changements climatiques pris en compte, la disponibilité de phosphore détermine la production primaire et par conséquent, le stockage de carbone dans les écosystèmes en réponse à ces changements (Ringeval *et al.*, 2014). Les systèmes animaux jouent un rôle particulièrement important dans les flux de phosphore compte tenu du phosphore contenu dans les aliments et les déjections. La question du bon recyclage du phosphore des effluents est donc au cœur de la problématique du phosphore en agriculture. Les produits animaux contribuent également très largement aux apports alimentaires pour l'alimentation humaine en apportant près de 60% du phosphore total de la ration moyenne des Français (Lafay, 2009), leur contribution réelle en terme de phosphore bio-

disponible étant sûrement encore plus importante si l'on tient compte de la très faible digestibilité du phosphore phytique des sources végétales.

4.4.4.2. Le phosphore une ressource non renouvelable rare et de plus en plus coûteuse

Au cours du siècle dernier l'utilisation de phosphates minéraux a largement contribué à l'amélioration de la fertilité des sols et à l'accroissement des rendements des cultures pour l'alimentation humaine ou l'alimentation animale (Cordell *et al.*, 2009). À l'échelle planétaire les phosphates minéraux constituent actuellement la principale source de phosphore utilisé pour les cultures (plus de 80%), le reste étant apporté par les effluents d'élevage dont le phosphore provient également en grande partie des phosphates minéraux utilisés pour les cultures ou incorporés dans les aliments (Cordell *et al.*, 2009). Les phosphates minéraux qui sont principalement utilisés par l'agriculture (moins de 10% sont utilisés par l'industrie) constituent une ressource non renouvelable, rare et coûteuse. L'utilisation mondiale de phosphates minéraux a été multipliée par 15 depuis 1950 et la demande devrait s'accroître de 50-100% d'ici 2050 du fait de l'accroissement de la population mondiale et de l'évolution des habitudes alimentaires (Cordell *et al.*, 2009). Cette augmentation de la demande devrait surtout être le fait de l'Asie (FAO, 2007) et de l'Afrique sub-saharienne où les 70% des sols sont encore carencés du fait d'une faible fertilisation (Cordell *et al.*, 2009). Parallèlement, la production de phosphates pourrait plafonner voire diminuer au cours de ce siècle, la demande pouvant devenir supérieure à l'offre au cours de la seconde moitié de ce siècle (Figure 4.4.3 (Cordell *et al.*, 2009). Il existe une controverse sur l'importance des réserves mondiales en phosphates qui sont estimées à 30-300 ans de consommation selon les hypothèses retenues par les auteurs (Cordell and White, 2011). Les valeurs les plus basses sont obtenues lorsque l'on se limite aux réserves de bonne qualité (sans contamination par des métaux lourds) et accessibles à un coût raisonnable. Il y a toutefois un consensus sur le fait que les réserves minières en minerai de phosphates diminuent très rapidement et sont moins facilement accessibles, surtout celles de bonne qualité (sans contamination par des métaux lourds), ce qui risque de rendre cette ressource plus rare et plus chère, avec de possibles tensions sur le marché en cas de faibles disponibilités, comme en 2008 où le prix a été multiplié par 7 en quelques mois. Par ailleurs, les réserves mondiales de phosphates sont concentrées dans un nombre très limité de pays (le Maroc avec le Sahara Occidental qui en possède plus des 3/4, la Chine et les USA) et de ce fait très sensibles au contexte politique et économique. Le Maroc a le quasi-monopole sur les réserves de l'ouest du Sahara et fourni environ 1/3 de l'offre mondiale, la Chine a quasiment stoppé ses exportations, par l'application une taxe très élevée à l'export, pour préserver ses réserves et privilégier son marché domestique, les réserves des USA sont estimées à moins de 30 ans, alors que l'Europe et l'Inde sont totalement dépendant des importations (Cordell *et al.*, 2009). Paradoxalement le continent Africain qui est le premier producteur de phosphates et possède la majeure partie des réserves mondiales est aussi le continent où la fertilisation phosphatée est la plus faible et où 75% des sols sont carencés en phosphore, limitant ainsi la production alimentaire (Cordell *et al.*, 2009).

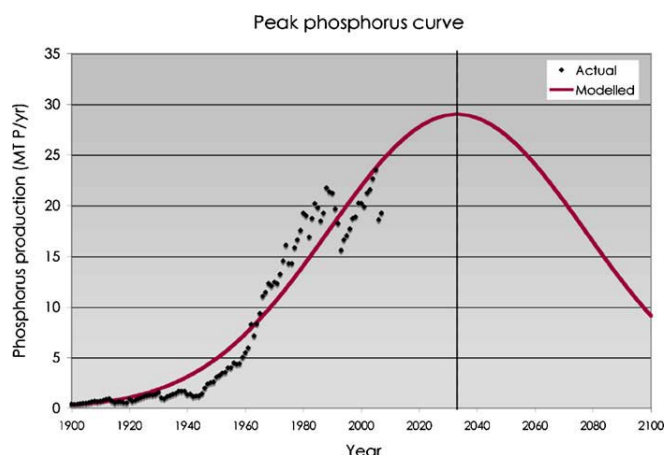


Figure 4.4.3. Évolution de la production mondiale de phosphates minéraux depuis 1900 et perspectives (Cordell *et al.*, 2009)

4.4.4.3. Le phosphore en excès un risque pour l'environnement

L'épandage de fertilisants minéraux et/ou d'effluents d'élevage en quantité supérieure au besoin de plantes en phosphore s'accompagne de pertes vers les écosystèmes aquatiques. Ces pertes peuvent avoir lieu sous forme particulière, en relation avec les phénomènes d'érosion, et sous forme dissoute. Il s'agit de phénomènes très variables dans l'espace et le temps en termes d'intensité, de nature du phosphore émis (particulaire ou dissout) et de mécanismes d'émission, ceci en relation avec les propriétés biogéochimiques du phosphore, de la nature des sols, du mode d'occupation de sols et des pratiques (Dorioz and Trevisan, 2008). Le phosphore provenant des sols est donc véhiculé vers les milieux aquatiques par différentes voies: ruissellement, érosion ou drainage (Fourrie *et al.*, 2011). Les sols ayant une forte capacité à retenir le phosphore en excès ces phénomènes peuvent s'amplifier avec le temps du fait de l'enrichissement du sol en phosphore total ou assimilable. Dans les régions d'élevage intensif, les apports importants d'effluents d'élevages sur de longues périodes ont ainsi conduit à accroître, parfois de façon très importante, les teneurs des sols en phosphore total et en phosphore assimilable (exemple de la France, Figure 4.4.4). Dans le nord-ouest de la Bretagne, la teneur des sols a augmenté de 75 à 200 mg P₂O₅ Dyer/kg entre les périodes 1980-1985 et 1990-1995 suite aux apports répétés d'engrais de ferme. En 2006, la teneur moyenne des sols était en Bretagne de 400 mg P₂O₅ Dyer/kg, alors que les sols étaient plutôt carencés dans les années 1950 (Fourrie *et al.*, 2011).

L'accroissement de la teneur en phosphore et en nitrates de l'eau peut contribuer à l'apparition de phénomènes d'eutrophisation caractérisés par un développement exacerbé d'algues ou de cyanobactéries pouvant être associé dans les cas extrêmes à l'apparition de phénomènes d'hypoxie ou d'anoxies, affectant également la faune aquatique (Correll, 1998). Une concentration trop élevée en phosphore constitue la cause la plus fréquente de l'eutrophisation des eaux douces des lacs, des réservoirs et des rivières, alors que dans la mer l'azote est l'élément le plus déterminant pour la production primaire de biomasse (Correll, 1998). La situation des estuaires étant intermédiaire, les deux éléments N et P peuvent être impliqués de manières variables dans le temps et dans l'espace (Correll, 1998). Voir chapitre XXX

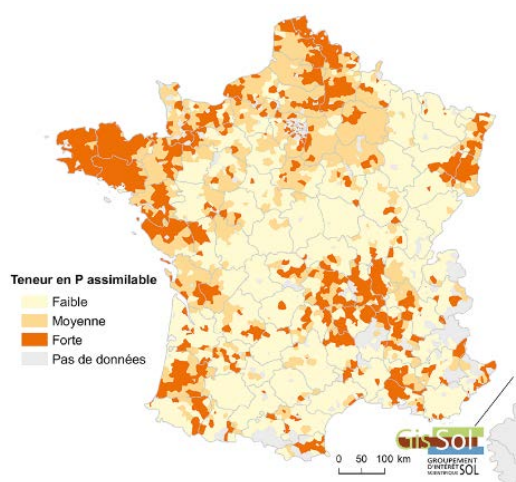


Figure 4.4.4. Teneur en P assimilable des sols en France métropolitaine (Gis Sol, 2011)

4.4.4.4. Bilan de phosphore à l'échelle nationale, importance des productions animales

Senthilkumar et al. ont réalisé à l'échelle de la France une représentation et une quantification des flux de phosphore sur la base de statistiques nationales et européennes (Senthilkumar *et al.*, 2012). Nous en retiendrons ci-après les principaux éléments (Figure 4.4.5). Les apports totaux de P s'élèvent à 778 kt par an dont 40% par les effluents animaux, 37% par les fertilisants minéraux et 14% par les résidus de cultures, le reste correspondant aux effluents municipaux et aux dépôts atmosphériques. La quantité de P apporté par les effluents animaux a baissé d'environ 8% depuis 1990. La baisse a été de près de 60% pour les fertilisants minéraux qui représentaient en 1990 l'équivalent du double des effluents d'élevages. Ces évolutions traduisent une très forte réduction de la fertilisation phosphorée moyenne annuelle qui est passée de 36 kg P/ha en 1990 à 24 kg P/ha, alors que l'exportation est restée stable autour de 18-23 kg P/an. Les stocks en phosphore des sols français ont donc fortement augmenté depuis 1948 puis se sont stabilisés depuis les années 70, en lien avec la baisse constatée des apports d'engrais. Le modèle de Senthilkumar et al. (2012) montre ainsi qu'actuellement, du fait de l'historique de fertilisation, environ 80% du P contenu dans les sols est d'origine anthropique, c'est à dire qu'il provient directement (apport d'engrais de synthèse) ou indirectement (apport d'engrais organiques contenant du P provenant initialement d'engrais de synthèse) des gisements géologiques utilisés pour la fabrication d'engrais P (Senthilkumar *et al.*, 2012). De même, la part du phosphore contenu dans les produits agricoles qui est d'origine anthropique est d'environ 84%. Une étude récente conduite dans des exploitations biologiques en France aboutit à des valeurs du même ordre avec 71% du phosphore des produits biologiques hérités des engrais de synthèse, la majorité provenant des stocks de phosphore du sol constitués avant la conversion (Nowak *et al.*, 2013) et dans une moindre mesure des flux en provenance des exploitations conventionnelles, en particulier pour les exploitations sans élevage.

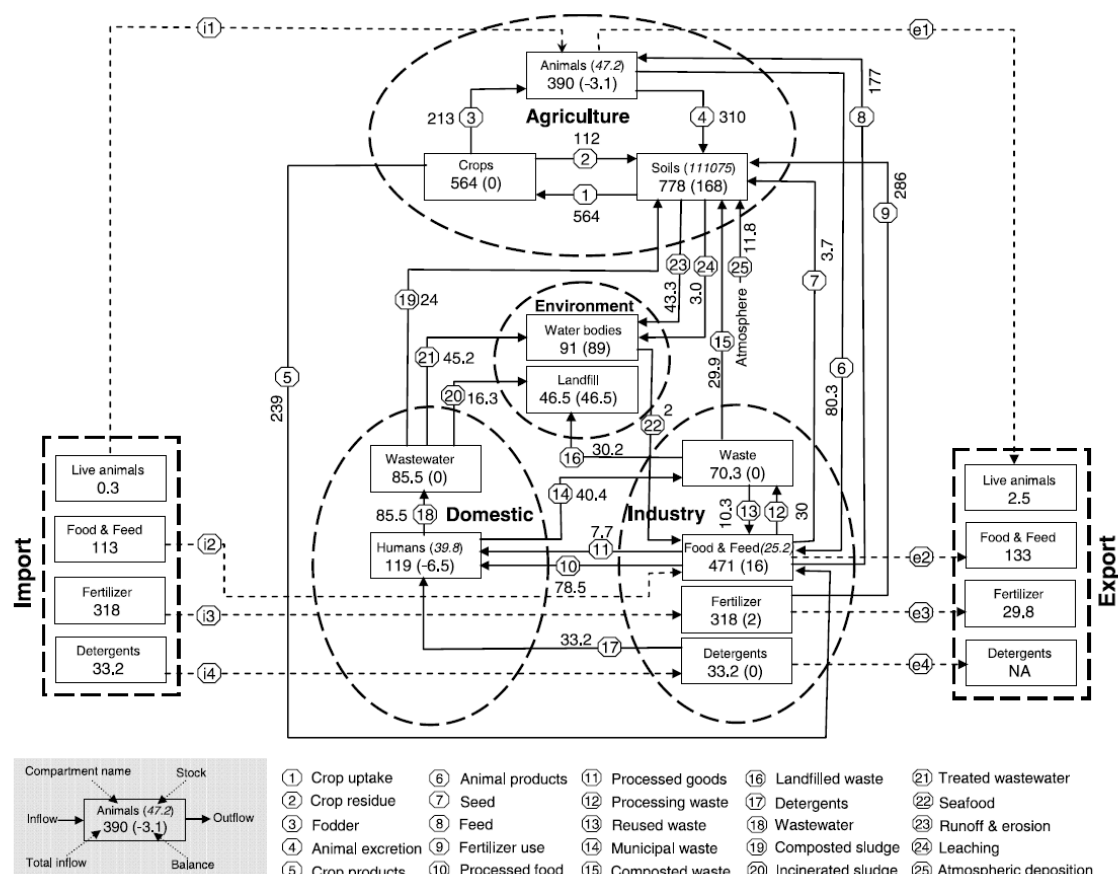


Figure 4.4.5. Représentation et quantification des stocks et des flux de P en France. Les valeurs exprimées en kt P par an (mis à part les stocks exprimés en kt P) correspondent aux moyennes des années 2002–2006 (Senthilkumar *et al.*, 2012).

Les cultures exportent en moyenne 452 kt de P par an dont 213 kt de P dans les fourrages distribués aux animaux avec une contribution majoritaire des prairies permanentes (59%), des prairies temporaires (21%) et de l'ensilage de maïs (15%). Il convient d'ajouter à ces 213 kt de P des fourrages les 177 t de P contenus dans les aliments composés distribués aux animaux. La consommation totale des animaux s'élève donc à 390 kt P par an. Les effluents d'élevages représentent au total 310 kt P par an dont 70% par les bovins, 10% par les porcs, 10% par les volailles et 7% par les petits ruminants (Meschy *et al.*, 2008; Senthilkumar *et al.*, 2012).

Malgré une forte baisse depuis 1990 le bilan national de phosphore (import – export) reste positif en 2006 de 260 kt P/an (contre 680 kt P/an en 1990). Toutefois, avec 138 kt P/an, les pertes vers l'environnement en constituent une part significative, dont 34% de "mise en décharge" (résidus d'incinération) et 66% de pertes vers l'eau. Pour ces dernières évaluées à 91 kt/an, les eaux issues des traitements domestiques et les pertes des sols par érosion et par lessivage en représentent respectivement 49,4%, 47,3% et 3,3% du total. Au final le bilan au niveau des sols est positif de 160 kt P/an, ce qui correspond à l'équivalent de 0,15% du stock en phosphore des sols ou 5,7 kg P/ha SAU. Toutefois cette valeur moyenne cache une diversité régionale importante, le bilan étant plus élevé dans les régions d'élevage alors qu'il devient négatif dans les régions de grandes cultures (Fourrie *et al.*, 2011).

L'efficacité apparente moyenne d'utilisation du phosphore par le compartiment sol - culture s'élevait à environ 76% en 2006 contre 47% en 1990. Elle s'est beaucoup améliorée suite au meilleur ajustement de la fertilisation. L'efficacité globale au niveau national estimée pour les productions animales est plus faible, de l'ordre de 20%, et a assez peu évolué au cours de ces dernières années. Elle semble sous-estimée comparativement à celle que l'on peut déterminer à l'échelle de l'animal sur la base des connaissances de l'utilisation du P chez les différentes espèces d'élevage (voir ci-après). Par ailleurs cette valeur est plus faible que l'efficacité à l'échelle du système d'élevage qui prend en compte le recyclage du phosphore des effluents comme fertilisant.

4.4.4.5. Utilisation du phosphore par les différentes espèces animales

4.4.4.5.1 Efficacité d'utilisation du phosphore chez les différentes espèces

Sur la base de la connaissance de l'utilisation digestive et métabolique du phosphore il est possible de déterminer le bilan de P chez les différentes espèces d'élevage. C'est la démarche généralement adoptée pour déterminer les rejets des animaux dont les valeurs sont utilisées pour dimensionner les plans d'épandage et calculer les plans de fertilisation (Tableau 4.4.9).

Les niveaux d'efficacité de rétention du phosphore, relativement à l'ingéré, sont très variables entre les espèces. L'efficacité la plus élevée est obtenue chez le poulet standard, suivi du porc, du poulet label rouge et de la vache laitière, les poules pondeuses et les vaches allaitantes présentant les valeurs les plus faibles. Il est notable que les valeurs d'efficacité de rétention obtenues par cette approche sont généralement plus élevées, mis-à-part pour les bovins allaitants, que l'efficacité moyenne estimée sur la base des flux de phosphore à l'échelle nationale, sans que l'on sache précisément quelle en est la raison.

On note également des différences importantes selon les espèces pour l'équilibre azote-phosphore des effluents. Le rapport P2O5/N est plus faible pour les ruminants (0,38-0,43), intermédiaire pour les porcs sur lisier et les volailles standards (0,54-0,58) et plus élevé pour les porcs sur litière, les poulets labels et les poules pondeuses (0,73-0,87). Ces différences s'expliquent, d'une part, par les quantités d'azote et de phosphore excrétées et, d'autre part, par l'importance de la volatilisation de composés azotés qui dépend de l'espèce et du mode de gestion des déjections. Ainsi chez le porc et les volailles le logement sur litière favorise la volatilisation d'azote sous forme N2 et accroît ainsi le rapport P2O5/N, ce qui peut entraîner les problèmes d'équilibre de la fertilisation avec des risques d'excès d'apport de phosphore lorsque l'on couvre les besoins en azote des plantes. Ainsi, pour une quantité d'azote organique épandue de 170 kg/ha, ce qui correspond à l'apport maximal fixé par la directive nitrate, la quantité de P2O5 épandue varie selon les situations entre 64 et 148 kg/ha, alors que le besoin pour l'équilibre de la fertilisation se situe autour de 60-75 kg/ha, soit une valeur proche de celle obtenue avec des effluents bovins.

Malgré une plus faible efficacité d'utilisation du phosphore par les ruminants, leurs effluents sont donc assez bien équilibrés en azote et en phosphore. L'adéquation entre les apports de P et les surfaces d'épandage disponibles sur l'exploitation en élevage laitier est par contre dépendante du système de production et en particulier de l'autonomie alimentaire et de l'importance de la fertilisation minérale. Dans le cadre du programme GreenDairy qui concernait les systèmes laitiers de l'Arc atlantique Pflimlin et al. ont ainsi observé sur la base d'un réseau de fermes pilotes dans 9 régions européennes des excès de bilan de phosphore allant de 23 à 166 kg de P2O5 par ha et par an, les valeurs les plus élevées (135 kg en moyenne) étant observées dans des systèmes quasiment hors sol du sud de l'Europe, alors que les systèmes du nord de l'Europe et de l'ouest de la France présentaient des bilans plus faiblement positifs (35 kg en moyenne) (Pflimlin *et al.*, 2006). Les apports de phosphore minéral (de 11 à 82 kg de P2O5 /ha) contribuaient assez largement à ces excès.

Tableau 4.4.9. Estimation des bilans de phosphore chez différentes espèces animales et équilibre P/N des effluents

	Vache laitière (par an) ¹	Vache allaitante (par an) ²	Truie et sa suite (par an) ³		Volailles de chair (1000 animaux) ⁴		Œuf (1000 poules/an)
			lisier	paille	Standard	Label Rouge	
Bilan de P, kg							
ingéré	23,2	21,5	36,8	36,8	17,4	33,6	209
excrété	16,6	18,2	21,6	21,6	6,6	21,0	166
retenu	6,65	3,29	15,2	15,2	10,9	12,6	42,8
Rétention, %	29%	15%	41%	41%	62%	38%	21%
Quantité épandable							
N, kg	101,0	98,0	85,4	62,5	28,0	66,0	436
P ₂ O ₅ , kg	38,0	41,7	49,4	49,4	15,0	48,0	380
P ₂ O ₅ /N, kg/kg	0,38	0,43	0,58	0,79	0,54	0,73	0,87
P ₂ O ₅ /170 kg N, kg/kg	64,0	72,3	98,5	134,5	91,1	123,6	148,2

1d'après Corpen et Giovanni et al. pour une production de 6 000 kg lait/an (Corpen, 1999 ; Giovanni and Dulphy, 2008).

2d'après Corpen et Giovanni et al. pour une production de 470 kg vif par vache et par an (Corpen, 2001 ; Giovanni and Dulphy, 2008).

3d'après Dourmad et al. pour 23 pour à l'engrais produits par truie et par an (Dourmad J.Y. (coord.) *et al.*, 2016)

4d'après Corpen (Corpen, 2006) et ITAVI (ITAVI, 2013)

Giovanni et al ont étudié plus finement l'effet du système fourrager sur les flux d'azote et de phosphore organique dans les exploitations laitières d'Ille et Vilaine (Tableau 4.4.10) (Giovanni and Dulphy, 2008). Ils ont ainsi classé les exploitations en cinq catégories selon la part de l'herbe dans la surface fourragère principale (SFP) entre 53 et 88% en moyenne, 70% des exploitations se situant entre 60 et 65% de la SFP en herbe. Le chargement en UGB par ha tend à décroître lorsque la part de l'herbe augmente, alors que l'utilisation d'aliment concentré s'accroît. Par contre la quantité d'azote (89 kg N /ha en moyenne) et de phosphore organique (37 kg P₂O₅/ha) à épandre par ha de SAU est peu influencée par la part de l'herbe dans la SFP. De la même manière cette étude ne montre pas d'effet de la production laitière par vache sur les quantités d'azote et de phosphore organique épandus par ha de SAU. Les auteurs concluent que, dans ces systèmes de production herbagers et mixtes herbe-maïs typiques du département d'Ille et Vilaine, les pressions de phosphore organique apparaissent faibles et peu variables en comparaison des pressions azotées plus sensibles à la qualité de l'azote des régimes. En considérant comme repère les besoins moyens des plantes (60 à 75 kg P₂O₅/ha) ils estiment que le phosphore organique peut couvrir près de 75% du besoin des cultures.

Tableau 4.4.10 Estimation des quantité d'azote et de phosphore organiques dans les exploitation laitières d'Ille et Vilaine en fonction de l'importance de l'herbe dans la surface fourragère (Giovanni and Dulphy, 2008).

Système fourrager (herbe % SFP)	H88	H68	H63	H60	H53
SAU, ha	60,8	57,6	60,0	66,2	76,4
SFP, %	86,1	68,4	67,0	64,0	60,0
Aliment concentré (kg/VL/an)	450-600	600-650	800-950	990-1000	1200-1400
Chargement par ha					
Vache laitière	0,88	0,86	0,90	0,97	1,09
UGB	1,4	1,5	1,6	1,7	1,9
Lait par vache	5800	7500	7800	8000	8200
Lait par ha SFP	5200	6500	7000	7770	8500
Pression organique					
N, kg/ha SAU	108	86	83	83	85
P ₂ O ₅ , kg/ha SAU	42	35	35	36	38

Raison a évalué l'incidence de l'importance du maïs dans la SFP sur le bilan de P₂O₅ des exploitations laitières de l'ouest de la France (108 élevages) (Raison, 2006). En moyenne le bilan du phosphore est assez modéré (+9,6 kg de P₂O₅ soit +3,3 kg de P) et inférieur à celui déterminé ci-dessus à l'échelle nationale (6 kg P). Il est plus toutefois plus élevé dans les exploitations où le maïs représente plus de 10% ou plus de 30% de la SFP (respectivement +10 et +17 kg P₂O₅/ha) alors qu'il est négatif (-5 kg P₂O₅/ha) dans les exploitations avec moins de 10% de maïs dans la SFP.

Pour les élevages de monogastriques la situation est bien différente puisque comme on l'a vu précédemment le rapport phosphore/azote des effluents est supérieur aux besoins cultures et que les exploitations de porcs et de volailles ne disposent généralement pas de surfaces d'épandage suffisantes et doivent traiter et/ou exporter une partie de leurs effluents. Ce déséquilibre est encore accru lorsque des traitements (digestion aérobie, compostage) sont utilisés pour réduire la charge azotée. Depuis 2010, des réglementations strictes ont été mises en place dans les régions denses d'élevage (SDAGE Loire Bretagne) pour contrôler les épandages de phosphore avec des zones de protection renforcée en amont des réserves d'eau. Les apports totaux de phosphore ne doivent pas excéder les besoins des cultures. Ceci a favorisé les pratiques de réduction des rejets à la source par l'alimentation des animaux (voir ci-dessous), le renforcement de la fertilisation raisonnée et le développement de la production d'engrais organiques destinés à l'exportation vers des zones déficitaires (Terra, 2012). La région Bretagne exporte ainsi chaque année environ 400 000 t de fertilisants organiques provenant principalement du séchage/compostage de fumiers et de fientes de volailles et de résidus de séparation de phase de lisier de porc (Terra, 2012). La mise en place de ces différentes pratiques a conduit à une réduction du bilan moyen en phosphore de la région Bretagne qui est passée de 33 kg P₂O₅ / ha en 2001 à 10 kg en 2014, avec des valeurs plus élevées pour le Finistère et les Côtes d'Armor (17-18 kg P₂O₅) et une valeur négative pour l'Ille-et-Vilaine (-5 kg P₂O₅).

4.4.4.5.2 Réduction des rejets de phosphore des porcs et des volailles

Une première approche pour réduire les rejets de phosphore est d'améliorer la digestibilité du phosphore de la ration. Ceci peut passer par l'utilisation de sources de phosphore minéral plus digestibles. Toutefois, la démarche la plus efficace pour réduire l'excrétion consiste à améliorer la digestibilité du phosphore phytique (phytates) de la ration (Jondreville and Dourmad, 2005 ; Narcy *et al.*, 2009). Les animaux monogastriques ne produisant pas ou très peu de phytase, l'enzyme nécessaire à l'hydrolyse des phytates, cette forme de phosphore majoritaire dans les céréales et les tourteaux, est très mal digérée chez ces animaux. Ceci passe par la valorisation des phytases contenues dans certaines céréales et leurs co-produits, et surtout par l'incorporation de phytases d'origine microbienne, qui constitue aujourd'hui une pratique courante en alimentation des animaux monogastriques. Cela permet de réduire l'apport de P minéral diminuant ainsi l'excrétion jusqu'à 40 à 50% chez le porc et les volailles. Toutefois la réponse à des apports croissants de phytase étant curvilinéaire la digestibilité du P dépasse rarement 60-70% même pour des niveaux très élevés de supplémentation (Jondreville and Dourmad, 2005). Des équations d'équivalence entre phytase microbienne et P digestible ont été déterminées à partir de la bibliographie et peuvent être utilisées pour la formulation des aliments.

La seconde approche pour réduire l'excrétion de P consiste à mieux ajuster les apports au cours du temps en fonction du potentiel de croissance ou du stade physiologique des animaux. Ceci nécessite d'évaluer précisément les besoins des animaux. Chez le porc les bases du calcul factoriel des besoins ont été réactualisées récemment (Jondreville and Dourmad, 2005) et peuvent être utilisées pour calculer l'évolution dynamique des besoins en fonction des objectifs de performance. Ces équations ont été intégrées au logiciel InraPorc® (<http://inraporc.inra.fr/inraporc/>) qui permet donc de réaliser ces calculs. Chez les volailles on a souvent privilégié une approche globale dans laquelle le besoin est défini comme étant l'apport permettant de

maximiser les performances et/ou la minéralisation osseuse. Les besoins en phosphore des principales espèces de volailles à différents âges et stades physiologiques ont été déterminés il y a plus de vingt ans (Blum, 1989). Les travaux conduits depuis ont montré la possibilité de réduire l'apport de phosphore pour les poules reproductrices et les poules pondeuses (Nys, 2001). Par ailleurs, de nombreux travaux réalisés pour étudier le besoin en phosphore minéral en présence de phytase ont mis en évidence les possibilités de réduire d'une manière importante cet apport, notamment en période de finition chez le poulet, la dinde et canard (Narcy *et al.*, 2013). Chez le poulet de chair, une méta-analyse de données de la bibliographie a permis d'affiner la détermination des besoins et de démontrer l'influence d'interactions en particulier entre les apports de Ca et P (Letourneau-Montminy *et al.*, 2010). La maîtrise des apports de calcium apparaît aujourd'hui comme une voie importante d'économie de phosphore chez les volailles. Une baisse des apports de P minéral sans détérioration des performances de croissance est concevable à condition d'abaisser parallèlement le Ca (Narcy *et al.*, 2013). Une révision des besoins en phosphore des volailles de chair est actuellement en cours à l'initiative de la WPSA (branche Européenne). Celle-ci s'appuie sur un système harmonisé d'unité phosphore et est basée sur l'approche factorielle.

Ces différentes stratégies nutritionnelles permettant d'améliorer la digestibilité du phosphore et de mieux ajuster les apports aux besoins sont déjà largement utilisés en pratique. Leur développement a été aussi favorisé par la prise en compte de leurs effets dans les modalités officielles de détermination des rejets des animaux et l'attribution d'aides à la modernisation des systèmes d'alimentation dans les élevages (Corpen, 2003 ; 2006). En Bretagne l'amélioration de l'alimentation a ainsi contribué à 85% de la résorption des excédents de phosphore alors que pour l'azote c'était seulement 35%, la majeure partie de la résorption étant due au traitement. Chez le porc la quantité de phosphore excrété est ainsi passée de 20 à 8 g/kg de porc produit, soit une réduction de 60% des rejets (Dourmad, 2012). Compte tenu de ces évolutions les perspectives de réduction pour l'avenir sont sûrement moindres. Toutefois la recherche de nouvelles phytases plus efficaces et surtout le développement de l'alimentation de précision apparaissent comme des voies très prometteuses (Pomar *et al.*, 2007).

4.4.4.5.3 Réduction des rejets de phosphore des ruminants

Contrairement aux monogastriques il y a peu à attendre chez les ruminants de l'utilisation de phytase microbienne, les bactéries du rumen en produisant naturellement (Meschy *et al.*, 2008). Les progrès concernent donc principalement l'amélioration de l'adéquation des apports aux besoins grâce à une meilleure connaissance de ces derniers et à une meilleure estimation de l'utilisation digestive du P (CAR - coefficient d'absorption réelle) des rations. De nouvelles valeurs des CAR des matières premières et de fourrages ont été publiées de même que les bases du calcul des besoins (Meschy, 2010). Ces concepts étendus aux autres éléments minéraux majeurs sont maintenant intégrés dans les dernières versions du logiciel de rationnement INRation (www.inration.educagri.fr/). L'application des apports journaliers recommandés et surtout la prise en compte de nouvelles données d'efficacité digestive du phosphore des aliments conduit à une réduction de 15 à 20% de l'apport de phosphore aux ruminants selon les rations (Meschy *et al.*, 2008).

4.4.4.6. Conclusion phosphore

Les différents éléments présentés dans ce chapitre montrent que le phosphore utilisé en agriculture constitue à la fois une ressource non renouvelable et une source potentielle de pollution de l'eau, même si les flux vers les milieux aquatiques sont limités et du même ordre de grandeur que les flux d'origine domestique. C'est un élément déterminant pour la sécurité alimentaire mondiale dans la mesure où le phosphore conditionne notre capacité à produire des aliments, il n'est pas substituable et ne peut pas être synthétisé, à la différence des fertilisants azotés. Le phosphore conditionne également la séquestration du carbone dans les sols. Les effluents animaux

ont une contribution significative à la fertilisation phosphorée puisqu'ils représentent aujourd'hui 52% des apports à l'échelle nationale. L'évolution des pratiques de fertilisation, sous la pression de la réglementation dans certaines régions, et des modalités d'alimentation des animaux ont contribué à réduire le bilan de phosphore à l'échelle nationale à moins de 6 kg P/ha, avec des différences entre régions, les bilans des zones d'élevage restant généralement positifs alors qu'ils deviennent négatifs dans certaines zones de grandes cultures. Les produits animaux contribuent également très largement aux besoins pour l'alimentation humaine en apportant près de 60% du phosphore total de la ration moyenne des Français et vraisemblablement une part plus importante en termes de phosphore bio disponible. Les pertes de phosphore vers l'environnement étant limitées, si on les compare aux pertes d'azote, il est théoriquement possible d'atteindre des valeurs très élevées (proche de 100%) d'efficacité d'utilisation du phosphore dans les systèmes agricoles et/ou alimentaire, mais ceci nécessite un parfait recyclage du phosphore des déjections animales, de celui des coproduits animaux (en particulier le phosphore des os) et végétaux et même des déjections humaines.

En conclusion au colloque « Facing Phosphorus Scarcity » organisé à Montpellier en 2014, Ringeval et al. rapportaient que les spécialistes mondiaux du phosphore s'accordent à dire qu'« il convient de faire émerger une gouvernance mondiale des ressources en phosphore, nécessitant au préalable un effort majeur de communication et d'éducation de nos concitoyens, en vue d'éveiller la conscience collective et la responsabilité des individus face à cette problématique globale. Ceci commence à prendre forme en Europe, au travers des activités de l'European Sustainable Phosphorus Platform ou de collectifs au niveau mondial » (Ringeval *et al.*, 2014).

Références bibliographiques

Ademe, 2013. *Fiches références DIA'TERRE. Atelier porcin.*

Ademe, 2015. *Maîtriser l'énergie en agriculture : un objectif économique et environnemental.* Angers: Ademe, Collection Agriculture & Environnement, Fiche n°1, 14 p.
<http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/2-maitriser-energie-en-agriculture-reference-ademe-8135.pdf>

Ademe; Wenish, S.; Monier, E., 2007. *Analyse du Cycle de Vie des modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères collectée sélectivement en France* R. Environnement, ADEME/GAZ de FRANCE.

Aguirre-Villegas, H.A.; Larson, R.; Reinemann, D.J., 2014. From waste-to-worth: energy, emissions, and nutrient implications of manure processing pathways. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (6): 770-793.
<http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1496>

Alexandratos, N.; Bruinsma, J., 2012. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision.* Roma: FAO, ESA Working paper, 147 p. <http://large.stanford.edu/courses/2014/ph240/yuan2/docs/ap106e.pdf>

Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>

Angelsen, A., 2010. Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (46): 19639-19644.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0912014107>

Bangalore, M.; Hochman, G.; Zilberman, D., 2016. Policy incentives and adoption of agricultural anaerobic digestion: A survey of Europe and the United States. *Renewable Energy*, 97: 559-571.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2016.05.062>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 127-144.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Benoit, M.; Laignel, G., 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4 (9): 1597-1605. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000480>

Blum, J.-C.-A., 1989. *L'alimentation des animaux monogastriques : porc, lapin, volailles.* Versailles: INRA, 15 p.

Bochu, J.L.; Berger, S.; Priarollo, J., 2004. *Energie dans les exploitations agricoles : état des lieux en Europe et éléments de réflexion pour la France. Synthèse du rapport final.* Paris: Solagro;Ademe;Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables;Ministère de l'agriculture et de la pêche, 34 p.
http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/46164_synth_ener_agri_ue.pdf

Bradford, E.; Baldwin, R.; Blackburn, H.; Cassman, K.; Crosson, P.; Delgado, C.; Fadel, J.; Fitzhugh, H.; Gill, M.; Oltjen, J., 1999. *Animal agriculture and global food supply.* Ames (USA): Council for Agricultural Science and Technology, Task Force Report, (1-887383-17-4), 92 p.
<http://www.agrienvarchive.ca/bioenergy/download/anag.pdf>

Chaudhary, A.; Kastner, T., 2016. Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change*, 38: 195-204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013>

Chaudhary, A.; Verones, F.; de Baan, L.; Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49 (16): 9987-9995. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

Clements, D.R.; Weise, S.F.; Brown, R.; Stonehouse, D.P.; Hume, D.J.; Swanton, C.J., 1995. Energy analysis of tillage and herbicide inputs in alternative weed management-systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 52 (2-3): 119-128. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00546-g](http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(94)00546-g)

Cordell, D.; Drangert, J.O.; White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 19 (2): 292-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>

Cordell, D.; White, S., 2011. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability*, 3 (10): 2027-2049. <http://dx.doi.org/10.3390/su3102027>

Cordell, D.; White, S., 2013. Sustainable Phosphorus Measures: Strategies and Technologies for Achieving Phosphorus Security. *Agronomy*, 3 (1): 86. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy3010086>

Corpen, 1999. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Paris: Corpen, Groupe "Alimentation Animale", sous groupe "Vaches laitières", 21 p.

Corpen, 2001. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance et à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers et à leur système fourrager*. Paris: Corpen, 33 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

Corpen, 2003. *Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites*. Paris: Corpen, 44 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_rejet_porc.pdf

Corpen, 2006. *Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les élevages avicoles. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections*. Paris: Corpen, 55 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2007_10_rejet_elevage_avicole.pdf

Corpen, 2006 *Les émissions d'ammoniac et de gaz azoté à effet de serre en agriculture*. Paris: Corpen, 99 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2006_10_ammoniac_gaz_azote.pdf

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27: 261-266. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>

Curran, M.; de Souza, D.M.; Anton, A.; Teixeira, R.F.; Michelsen, O.; Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Mila, I.C.L., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?-A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 2782-95. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26830787>

Dalgaard, T.; Halberg, N.; Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 87 (1): 51-65. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00297-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00297-8)

de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

Deike, S.; Pallutt, B.; Christen, O., 2008. Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy*, 28 (3): 461-470. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2007.11.009>

Dorioz, J.M.; Trevisan, D., 2008. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries - E.A.T.*, n° spécial: 27-47. <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/DG2008-PUB00024194.pdf>

Doublet, S.; Solagro, 2011. *CLIMAGRI : bilan énergies et GES des territoires ruraux La ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030. Un outil d'aide à la décision pour l'agriculture et la forêt à l'échelle des territoires*. Angers: Ademe, 55 p. <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/climagri-la-ferme-france-en-2006-et-4-scenarios-pour-2030.pdf>

Dourmad J.Y. (coord.); Levasseur P.(coord.); Daumer, M.; Hassouna, M.; Landrain, B.; Lemaire, N.; Loussouarn, A.; Salaün, Y.; Espagnol, S., 2016. *Évaluation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs*. Paris: RMT Elevages et Environnement, 26 p.

Dourmad, J.Y., 2012. Influence des pratiques d'élevage sur l'impact environnemental des systèmes de production porcine. *44èmes Journées de la Recherche Porcine*. Paris. IFIP - Institut du Porc, 115-126. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/index.htm>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731112002418>

Energy Information Administration (EIA), 2014. *Annual Energy Outlook 2014 With Projections to 2040*. Washington: U.S. Energy Information Administration, Office of Integrated and International Energy Analysis, U.S. Department of Energy, 269 p. [www.eia.gov/forecasts/aeo/pdf/0383\(2014\).pdf](http://www.eia.gov/forecasts/aeo/pdf/0383(2014).pdf)

EPA, 2008. *Climate leaders greenhouse gas inventory protocol offset project methodology for project type: managing manure with biogas recovery systems*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Atmospheric Programs,

, 27 p.

Ermgassen, E.; Phalan, B.; Green, R.E.; Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy*, 58: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.11.001>

Ertl, P.; Klocker, H.; Hortenhuber, S.; Knaus, W.; Zollitsch, W., 2015. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agricultural Systems*, 137: 119-125. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004>

FAO, 2007. *Current World Fertilizer Trends and Outlook to 2010/11*. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations, 34 p. <http://ftp.fao.org/agl/agll/docs/cwfto10.pdf>

FAO, 2011. *World Livestock 2011–Livestock in Food Security*. FAO Rome. <http://www.fao.org/docrep/014/i2373e/i2373e.pdf>

Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28 (1): 23-38.

Flesch, T.K.; Desjardins, R.L.; Worth, D., 2011. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass & Bioenergy*, 35 (9): 3927-3935. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.06.009>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Fourrie, L.; Butler, F.; Castillon, P.; Hanocq, D.; Fougère, M.; Levasseur, P.; Gascuel, C.; Dorioz, J.M.; Morel, C.; Raison, C.; Aubert, C., 2011. Le phosphore d'origine agricole : diagnostics et solutions pour limiter les transferts vers le milieu aquatique. *Innovations Agronomiques*, 17: 15-32. <http://www.inra.fr/ciag/>

Garrigues, E.; Corson, M.S.; Menasseri-Aubry, S.; Wilfart, A., 2015. Effet de l'implantation d'une unité de méthanisation sur l'impact environnemental de la production de porc : cas d'une ferme en Bretagne. *Journées Recherche Porcine*. Paris, 165-170.

Gaudreault, C.; Wigley, T.B.; Margni, M.; Verschuyt, J.; Vice, K.; Titus, B., 2016. Addressing biodiversity impacts of land use in life cycle assessment of forest biomass harvesting. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 5 (6): 670-683. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.211>

Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science*, 347 (6220): 377-378. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>

Giovanni, R.; Dulphy, J.P., 2008. Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Fourrages*, 195: 357-372.

Gis Sol, 2011. *L'état des sols de France*. Paris: Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p. http://www.gissol.fr/rapports/Rapport_HD.pdf

Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>

Hennessy, T.; Moran, B., 2014. *Teagasc national farm survey. Agriculture economics and farm department, rural economy and development programme*. Athenry: Teagasc, 12 p. http://www.teagasc.ie/rural-economy/downloads/NFS/NFS_Preliminary_Estimates_2014.pdf

Herrero, M.; Wirsenius, S.; Henderson, B.; Rigolot, C.; Thornton, P.; Havlik, P.; de Boer, I.; Gerber, P.J., 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade? In: Gadgil, A.; Tomich, T.P., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 177-202. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503>

Holm-Nielsen, J.B.; Al Seadi, T.; Oleskowicz-Popiel, P., 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresour. Technology*, 100 (22): 5478-5484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Genermont, S.; Giamberini, L.; Helias, A.; Jardé, E.; Lupton, S.; Marron, N.; Menasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Parnaudeau, V.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguie, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Girard, F.; Savini, I.; De Marechal, S.; Le Perchec, S., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Paris: INRA, 103 p. <https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015>

IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. (eds.)*. Hayama (Japan): Institute for Global Environmental Strategies (IGES). <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

ITAVI, 2013. *Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium calcium - cuivre - et zinc par les élevages avicoles. Mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006*. Paris: ITAVI, 63 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/sandrinel_Brochure_CORPEN_Volailles_revisee_21_JUIN_2013_DEFINITIVE_cle01d483.pdf

Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 783-796. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.055>

Jondreville, C.; Dourmad, J.Y., 2005. Le phosphore dans la nutrition des porcs. *INRA Productions Animales*, 18 (3): 183-192. <http://prodinra.inra.fr/record/25498>

Kizilaslan, H., 2009. Input-output energy analysis of cherries production in Tokat Province of Turkey. *Applied Energy*, 86 (7-8): 1354-1358. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2008.07.009>

Koch, P.; Salou, T., 2015. *AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Mars 2015*. Angers: Ademe, 393 p. http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse-rapport-methodologique-v1_2.pdf

Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandao, M.; Civit, B.; Margni, M.; Canals, L.M.I.; Saad, R.; Souza, D.M.; Muller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1188-1202. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>

Kraatz, S., 2012. Energy intensity in livestock operations - Modeling of dairy farming systems in Germany. *Agricultural Systems*, 110: 90-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2012.03.007>

Lafay, L., 2009. *Rapport de l'Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 (Inca 2) 2006/2007*. Maisons-Alfort: Agence française de sécurité sanitaire des aliments, , 225 p. <http://www.anses.fr/fr/system/files/PASER-Ra-INCA2.pdf>

Lambin, E.F.; Meyfroidt, P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (9): 3465-3472. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1100480108>

Le Gall, A.; Beguin, E.; Dollé, J.B.; Manneville, V.; Pflimlin, A., 2009. Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore. *Fourrages*, 198: 131-151. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1739>

Lebret, B.; Picard, B., 2015. Les principales composantes de la qualité des carcasses et des viandes dans les différentes espèces animales. *INRA Productions Animales*, 28 (2): 93-98.

Leinonen, I.; Williams, A.G.; Wiseman, J.; Guy, J.; Kyriazakis, I., 2012. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Science*, 91 (1): 8-25. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2011-01634>

Leip, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Grizzetti, B.; Lassaletta, L.; Reis, S.; Simpson, D.; Sutton, M.A.; De Vries, W.; Weiss, F.; Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10 (11): 115004. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>

Letourneau-Montminy, M.P.; Narcy, A.; Lescoat, P.; Bernier, J.F.; Magnin, M.; Pomar, C.; Nys, Y.; Sauvant, D.; Jondreville, C., 2010. Meta-analysis of phosphorus utilisation by broilers receiving corn-soyabean meal diets: influence of dietary calcium and microbial phytase. *Animal*, 4 (11): 1844-1853. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110001060>

Liu, Y.X.; Langer, V.; Høgh-Jensen, H.; Egelyng, H., 2010. Life Cycle Assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production. *Journal of Cleaner Production*, 18 (14): 1423-1430. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.05.025>

McLaughlin, N.B.; Hiba, A.; Wall, G.J.; King, D.J., 2000. Comparison of energy inputs for inorganic fertilizer and manure based corn production. *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (1): 9-17.

Meschy, F., 2010. *Nutrition minérale des ruminants*. Versailles: Editions Quae, 208 p.

Meschy, F.; Jondreville, C.; Dourmad, J.Y.; Narcy, A.; Nys, Y., 2008. Maitrise des rejets de phosphore dans les effluents d'élevage. *INRA Productions Animales*, 21 (1): 79-86. <http://www.inra.fr/internet/Produits/PA/spip.php?article875>

Meul, M.; Nevens, F.; Reheul, D.; Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119 (1-2): 135-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.002>

Møller, J.; Boldrin, A.; Christensen, T.H., 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, 27 (8): 813-824. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x09344876>

Møller, K., 2009. Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9236-5>

Monbiot, G., 2013. *Feral: Searching for Enchantment on the Frontiers of Rewilding*. London: Allen Lane, 317 p.

Murgueitio, E.; Calle, Z.; Uribe, F.; Calle, A.; Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261 (10): 1654-1663. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027>

Narcy, A.; Jondreville, C.; Letourneau-Montminy, M.; Magnin, M.; Nys, Y., 2009. Voies nutritionnelles d'économie de phosphore chez le poulet. *Journées de la Recherche Avicole Saint-Malo, France*, 115-123.

Narcy, A.; Rousseau, X.; Magnin, M.; Letourneau-Montminy, M.-P., 2013. Optimisation des apports phosphocalciques chez le poulet de chair. *Eastern Nutrition Conference*. Québec.

Nepstad, D.; McGrath, D.; Stickler, C.; Alencar, A.; Azevedo, A.; Swette, B.; Bezerra, T.; DiGiano, M.; Shimada, J.; Seroa da Motta, R.; Armijo, E.; Castello, L.; Brando, P.; Hansen, M.C.; McGrath-Horn, M.; Carvalho, O.; Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344 (6188): 1118-1123. <http://dx.doi.org/>

Nguyen, M.L.; Haynes, R.J., 1995. Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 52 (2-3): 163-172. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00538-P](http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(94)00538-P)

Nowak, B.; Nesme, T.; David, C.; Pellerin, S., 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environmental Research Letters*, 8 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044045>

Nys, Y., 2001. Recent developments in layer nutrition for optimising shell quality. *Proceedings of 13th European Symposium of Poultry Nutrition*. Blankenberge, Belgium. 45-52.

Odum, H.T., 1995. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. New York: Wiley, 384 p.

Ogutu, J.O.; Owen-Smith, N.; Piepho, H.P.; Said, M.Y., 2011. Continuing wildlife population declines and range contraction in the Mara region of Kenya during 1977-2009. *Journal of Zoology*, 285 (2): 99-109. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00818.x>

Ozkan, B.; Fert, C.; Karadeniz, C.F., 2007. Energy and cost analysis for greenhouse and open-field grape production. *Energy*, 32 (8): 1500-1504. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2006.09.010>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.A.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021), 92 p.* <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>

Peters, C.J.; Picardy, J.A.; Darrouzet-Nardi, A.; Griffin, T.S., 2014. Feed conversions, ration compositions, and land use efficiencies of major livestock products in US agricultural systems. *Agricultural Systems*, 130: 35-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.06.005>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veyssset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Pflimlin, A.; Raison, C.; Le Gall, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution des systèmes laitiers aux excédents de bilan en azote et phosphore et à la pollution de l'eau dans l'Espace Atlantique. *Rencontres Recherche Ruminants*. Paris, France, 37-40.

Phalan, B.; Onial, M.; Balmford, A.; Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, 333 (6047): 1289-1291. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1208742>

Pimentel, D.; Hurd, L.E.; Bellotti, A.C.; Forster, M.J.; Oka, I.N.; Sholes, O.D.; Whitman, R.J., 1973. Food production and the energy crisis. *Science*, 182 (4111): 443-9. <http://dx.doi.org/10.1126/science.182.4111.443>

Pomar, C.; Pomar, J.; Babot, D.; Dubeau, F., 2007. Effet d'une alimentation en multiphase quotidienne sur les performances zootechniques, la composition corporelle et les rejets d'azote et de phosphore du porc charcutier. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 6-8/02/2007, 23-30.

Raison, C., 2006. Exploitation laitière la gestion du phosphore. *Cap Elevage*: 22-23. www.synagri.com/ca1/PJ.nsf/TECHPJPARCLEF/08319?OpenDocument

Ridoutt, B.G.; Page, G.; Opie, K.; Huang, J.; Bellotti, W., 2014. Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in southern Australia. *Journal of Cleaner Production*, 73: 24-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.012>

Ringeval, B.; Nowak, B.; Nesme, T.; Delmas, M.; Pellerin, S., 2014. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 (7): 743-756. <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004842>

Salou, T.; Espagnol, S.; Gac, A.; Ponchant, P.; Tocqueville, A.; Colomb, V.; van der Werf, H.M.G.; Schenck, R.; Huizen, D., 2014. Life Cycle Assessment of French livestock products: Results of the AGRIBALYSE® program. *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, San Francisco, California, USA, 8-10 October, 2014. American Center for Life Cycle Assessment, 1154-1162. <http://lccenter.org/lcafood2014/papers/77.pdf>

Schader, C.; Muller, A.; Scialabba, N.E.; Hecht, J.; Isensee, A.; Erb, K.H.; Smith, P.; Makkar, H.P.S.; Klocke, P.; Leiber, F.; Schwegler, P.; Stolze, M.; Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12 (113). <http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>

Senthilkumar, K.; Nesme, T.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Global Biogeochemical Cycles*, 26 (2): GB2008. <http://dx.doi.org/10.1029/2011GB004102>

Solagro; Inddigo; Bastide, G.c., 2013. *Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation*. Angers: Ademe, 117 p. <http://solagro.org/fiche-pdf-reference-46>

Stehfest, E.; Bouwman, L.; van Vuuren, D.P.; den Elzen, M.G.J.; Eickhout, B.; Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95 (1-2): 83-102. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>

Tambone, F.; Scaglia, B.; D'Imporzano, G.; Schievano, A.; Orzi, V.; Salati, S.; Adani, F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81 (5): 577-583. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.034>

Tscharntke, T.; Clough, Y.; Wanger, T.C.; Jackson, L.; Motzke, I.; Perfecto, I.; Vandermeer, J.; Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151 (1): 53-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

van Zanten, H.H.E.; Meerburg, B.G.; Bikker, P.; Herrero, M.; de Boer, I.J.M., 2016. Opinion paper: The role of livestock in a sustainable diet: a land-use perspective. *Animal*, 10 (04): 547-549. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731115002694>

Vedrenne, F., 2007. *Etude des processus de dégradation anaérobie et de production de méthane au cours du stockage des lisiers*. Doctorat en Science de l'environnement. ENSA, Rennes.

Vert, J.c.; Portet, F., 2010. *Prospective Agriculture énergie 2030 : l'agriculture face aux défis énergétiques*. Paris: Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, Centre d'études et de prospective, SSP.

Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.08.005>

Vigne, M.; Martin, O.; Faverdin, P.; Peyraud, J.L., 2012a. Comparative uncertainty analysis of energy coefficients in energy analysis of dairy farms from two French territories. *Journal of Cleaner Production*, 37: 185-191. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.005>

Vigne, M.; Vayssieres, J.; Lecomte, P.; Peyraud, J.L., 2012b. Evaluating the ability of current energy use assessment methods to study contrasting livestock production systems. *Journal of Environmental Management*, 112: 199-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.017>

Vigne, M.; Vayssieres, J.; Lecomte, P.; Peyraud, J.L., 2013. Pluri-energy analysis of livestock systems - A comparison of dairy systems in different territories. *Journal of Environmental Management*, 126: 44-54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.003>

Wackernagel, M.; Rees, W., 1998. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. New Society Publishers, 160 p.

Wilkinson, J.M., 2011. Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal*, 5 (7): 1014-1022. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111100005x>

Williams, A.G.; Audsley, E.; Sandars, D., 2006. *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities: Main report*. Defra project report IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra, (Defra Research Project IS0205), 97 p. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=IS0205_3959_FRP.doc

Wirsenius, S., 2003. The Biomass Metabolism of the Food System: A Model-Based Survey of the Global and Regional Turnover of Food Biomass. *Journal of Industrial Ecology*, 7 (1): 47-80. <http://dx.doi.org/10.1162/108819803766729195>

Zdanevitch, I.; Collet, S., 2009. *Étude de la composition du biogaz de méthanisation agricole et des émissions en sortie de moteur de valorisation*. Verneuil-en-Halatte: INERIS, (N° DRC-09-94520-13867A), 67 p. <http://www.ineris.fr/centredoc/drc-09-94520-13867a-version-finale-signee.pdf>

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

4.5 L'élevage contribue à la biodiversité et inversement

De par son emprise sur le territoire et son fort impact sur de nombreux écosystèmes, l'élevage est intimement lié aux dynamiques de la biodiversité (tant domestique que sauvage) en milieux agricoles. La biodiversité domestique a été (et demeure) façonnée par les pratiques d'élevage. Sur le plan de la biodiversité associée, les interactions entre élevage et biodiversité se font par deux voies principales : la gestion des prairies (ou des parcours) et la production d'aliments pour le bétail. Les effets opérant via la production d'aliments autres que le fourrage ne présentant pas de différence fondamentale avec les effets des productions végétales pour l'alimentation humaine, les agrocarburants ou la production de biomasse et leurs effets étant par ailleurs largement documentés (voir par exemple l'expertise collective de l'Inra à ce sujet (Le Roux *et al.*, 2008)), nous nous concentrerons dans cette section sur les effets opérants via la gestion des prairies et des parcours. Il faut cependant garder à l'esprit que : (i) la production d'aliments pour le bétail peut avoir des conséquences négatives importantes sur la biodiversité agricole comme on peut l'observer pour les productions végétales en général. (ii) Cette production d'aliments pour l'élevage peut impacter des écosystèmes extrêmement éloignés ; un exemple caractéristique étant celui de l'impact sur les forêts tropicales de la production de soja destiné à l'alimentation animale (Fearnside, 2001).

De la même manière, nous nous limiterons également aux effets relativement directs de l'élevage sur la biodiversité et ne considérerons pas ici les effets en cascade tels que l'effet de l'élevage sur la biodiversité via le réchauffement climatique ou via la pollution des eaux. Si les premières étapes de ces cascades sont relativement bien connues (voir les autres sections de ce chapitre de l'expertise), leurs liens à la biodiversité et la part de l'élevage dans leurs impacts sur la biodiversité restent très peu étudiés. Ces effets indirects sont vraisemblablement importants (FAO *et al.*, 2006) et doivent être gardés à l'esprit au regard des nombreux impacts de l'élevage sur l'environnement répertoriés dans la présente expertise.

Cette section se focalisera donc d'une part sur les liens entre biodiversité domestique et élevage et d'autre part sur la place des prairies et des parcours dans les interactions entre biodiversité sauvage et élevage. Le travail s'est appuyé sur les synthèses récentes liées à cette thématique (Durant *et al.*, 2008b; Gaujour *et al.*, 2012 ; Sabatier *et al.*, 2015a ; Scohier and Dumont, 2012) complétées par des articles et chapitres d'ouvrages sur des points plus spécifiques. La question des liens entre élevage et biodiversité s'est révélée dans l'ensemble assez bien couverte par la littérature scientifique même si des trous de connaissance demeurent sur des taxons ou des sujets particuliers. Les principaux enseignements de ces synthèses touchent au rôle majeur de l'échelle du paysage en interaction avec les pratiques et conditions pédoclimatiques locales sur la biodiversité des prairies ainsi que sur le rôle positif de certaines formes de biodiversité sur l'élevage (production, résilience, santé animale,...).

4.5.1 Effet de l'élevage sur la biodiversité

4.5.1.1 Le monde de l'élevage se préoccupe de la diversité génétique des cheptels

Analyser le rôle de l'élevage sur la biodiversité demande tout d'abord de s'intéresser au couple éleveur-animal domestique. Afin de bien percevoir les enjeux, il n'est pas inutile de remonter aux débuts de la domestication, il y a une vingtaine ou quelques milliers d'années selon l'espèce, et de voir comment les ressources génétiques (au

sens de la Convention sur la diversité biologique de Rio, en 1992⁷) se sont progressivement constituées pour évoluer très rapidement dans les dernières décennies.

La domestication et la constitution des ressources génétiques : La domestication des animaux peut être définie comme une évolution des rapports entre les humains et certaines espèces : à une prédation, se substitue une relation bilatérale dont les espèces domestiquées tirent elles-mêmes profit (dans le sens où le nombre d'individus de ces espèces est favorisé). Certes, dans cette relation, l'homme garde l'essentiel du pouvoir de décision en ce qui concerne les étapes essentielles de la vie, y compris la mort. Cependant, la domestication peut être vue comme une association, faite de labeur partagé, même si ce partage semble inégal (Heams and Verrier, 2011). Ce faisant, l'homme a favorisé et/ou induit une évolution génétique des espèces domestiquées, conduisant à un foisonnement de diversité sans équivalent chez les espèces sauvages, ce que Darwin avait abondamment décrit en son temps (Darwin, 1859). Les hypothèses concernant les modifications des espèces suite à domestication mettent en jeu l'ensemble des forces évolutives (Helmer, 1992). Les principaux moteurs de cette évolution ont été : (i) le temps accumulé depuis les premières étapes de domestication, (ii) l'expansion démographique permise par l'association avec l'homme, (iii) la protection par l'homme des individus présentant un type nouveau dû aux mutations, voire l'encouragement voulu de leur succès reproducteur, (iv) l'expansion territoriale et le plus ou moins strict isolement géographique, et (v) la diversité des modes d'utilisation des animaux et donc des aptitudes que les éleveurs ont cherchées chez eux.

La notion de race et sa place dans la structuration des espèces domestiques : Sur une échelle de temps beaucoup plus courte, dès le milieu du XVIII^e siècle mais surtout à partir du XIX^e, les éleveurs d'Europe ont orienté les populations animales vers un idéal, la 'race pure'. Cette notion était définie par un standard généralement lié à des caractéristiques extérieures, que l'on sait aujourd'hui avoir un déterminisme simple (couleur, cornage, plumage, ...) et entretenue par une 'police de la reproduction' conduisant, entre autres, à ne plus faire se reproduire entre eux que les mâles et les femelles reconnus comme appartenant à la même race. Le recours à des reproducteurs extérieurs, dans le cadre d'une reproduction dite en croisement, se concevait alors essentiellement pour créer de nouvelles races ou bien pour améliorer les races existantes. La pratique du croisement pour produire des animaux 'commerciaux' ou 'terminaux', n'ayant pas vocation à devenir reproducteurs, ne se développera qu'à partir de la seconde moitié du XX^e siècle, principalement (mais pas uniquement) pour les volailles et le porc. Dans les pays industrialisés, aujourd'hui encore, la notion de race est un élément structurant fort, à la fois de la diversité génétique des espèces et de l'organisation même de l'élevage. En aviculture et en élevage de porcs, la notion de race a perdu de sa valeur opératoire au profit des lignées ou souches détenues par des obtenteurs privés ou coopératifs, mais elle n'a pas complètement disparu.

L'évolution récente de la diversité génétique : La modernisation et l'intensification de l'agriculture qui ont suivi la seconde guerre mondiale ont provoqué l'expansion de quelques races, particulièrement bien adaptées à la demande du marché. Là où les conditions étaient peu favorables à l'intensification, des races locales se sont maintenues, du fait de leur adaptation aux contraintes du milieu ou grâce au développement de productions à haute valeur ajoutée (Gandini *et al.*, 2010 ; Herold *et al.*, 2010; Verrier *et al.*, 2005). Toutefois, à l'échelle européenne comme à l'échelle mondiale, l'importance de ces races locales dans les cheptels nationaux a très

⁷ <http://www.cbd.int>

sensiblement décliné durant les soixante ans écoulés et certaines races ont disparu (Rischkowsky and Pilling, 2007), ce qui correspond à une forte réduction de la diversité entre races.

Les bases génétiques des populations les plus répandues se révèlent, de plus, fort étroites et l'intensification de la sélection ces dernières décennies a généralement conduit une érosion de leur variabilité génétique en interne. Pour ne fournir qu'un seul exemple, la race bovine Holstein compte en France de l'ordre de 1,7 million de vaches contrôlées, ce qui est considérable, mais l'analyse des pedigrees révèle que la moitié de leurs gènes provient de 8 ancêtres majeurs seulement, tous des taureaux d'insémination ayant eu de nombreux fils et de très nombreuses filles (Danchin-Burge *et al.*, 2012). En outre, les cheptels Holstein des différents pays sont fortement apparentés entre eux (Mattalia *et al.*, 2006), ce qui fait que le cheptel d'un pays ne peut pas être considéré comme un réservoir de diversité génétique pour un autre. Parmi les différentes espèces et filières animales, c'est sans doute chez les bovins laitiers que la variabilité génétique intra-population a le plus rapidement décliné mais on peut affirmer aujourd'hui que, quasiment toutes espèces confondues, les 'grandes' races (au sens de la taille de leur cheptel et de leur expansion géographique) sont des petites populations sur le plan génétique (voir, par exemple, (Danchin-Burge, 2012))

Mesures pour préserver la diversité génétique. Dès les années 1970 en France, des programmes de conservation des races menacées ont été mis en place, coordonnés dès le départ à l'échelle nationale dans le cas des bovins et des porcs. Un recensement récent portant sur les espèces domestiques majeures a permis de dénombrer, toujours en France, 132 races bénéficiant de mesures conservatoires impliquant des acteurs très diversifiés (Lauvie *et al.*, 2011). Comme évoqué plus haut, des races locales ont pu se maintenir car leurs éleveurs ont su valoriser les particularités des animaux, comme une adaptation à un milieu contraignant, et/ou celles de leurs produits. Une conclusion générale, et somme toute assez banale, de l'analyse d'un grand nombre de situations, est que le meilleur moyen d'assurer le maintien des races locales est qu'elles gardent une utilité sociale et une bonne insertion dans des filières économiques (Audiot, 1995 ; Lauvie *et al.*, 2014).

La mise en œuvre de mesures pour préserver la diversité intra-population est intervenue plus tard, sans doute car il est plus facile de se convaincre du risque de disparition d'une race à faibles effectifs que de l'érosion de la variabilité génétique au sein d'une race au cheptel très nombreux. Ainsi, une première étape a été de développer des indicateurs et d'établir des diagnostics. Après une série d'études ponctuelles, un observatoire de la variabilité génétique des ruminants et des équidés a récemment été mis en place en France et, depuis 2015, il fournit aux entreprises et organismes de sélection des tableaux de bord de la variabilité génétique des populations qu'ils gèrent (Danchin-Burge, 2014) Au-delà du diagnostic, plusieurs méthodes de sélection permettant de combiner progrès génétique et préservation de la variabilité intra-population ont été développées. Si la littérature théorique sur le sujet est abondante, les applications pratiques sont nettement moins connues. Un cas particulièrement bien abouti est celui de la sélection des caprins laitiers en France selon la méthode dite 'de parenté minimum' (Palhière *et al.*, 2014).

Depuis 1999, une cryobanque nationale pour les espèces d'élevage permet de conserver sur le long terme des collections patrimoniales de matériel génétique (<http://www.cryobanque.org>). Loin de s'y substituer, ce dispositif *ex situ* vient en appui des programmes *in situ*, en même temps qu'il représente une sorte d'assurance sur le très long terme.

L'ensemble de ces actions s'inscrit dans un contexte institutionnel et politique de plus en plus favorable à la prise en compte de la diversité génétique et à sa préservation, notamment suite à la Convention sur la diversité biologique (CDB) de Rio en 1992. En France, dès le milieu des années 1980, une stratégie nationale de gestion des ressources génétiques animales, microbiennes et végétales a été développée (voir par ex : (BRG, 2006)

sous l'égide du Bureau des ressources génétiques (BRG) dont les missions sont aujourd'hui poursuivies par la Fondation française pour la recherche sur la biodiversité (FRB). Dans le même temps, la plupart des collectivités territoriales concernées ont mis des moyens concrets (financements, personnel), pour la préservation et la valorisation du patrimoine génétique régional, animal comme végétal d'ailleurs. L'Union européenne a inclus dans sa politique agro-environnementale une prime aux éleveurs détenant des animaux de races menacées d'abandon. La FAO, quant à elle, a établi et développe une stratégie mondiale pour les ressources génétiques animales (voir par exemple : (FAO, 2004). Suite à une longue période d'érosion de la diversité génétique inter-races comme intra-race, les dynamiques collectives de gestion de la biodiversité domestique mises en place au cours des dernières décennies semblent en passe de renverser la tendance.

4.5.1.2 L'élevage influence la biodiversité au sein des prairies

Un effet majeur de l'élevage sur la biodiversité opère via la gestion des prairies et des parcours, leur biodiversité dépendant fortement des pratiques agricoles (Queiroz *et al.*, 2014). Dans les écosystèmes européens où les grands herbivores sauvages sont en faible densité, ces milieux ont en effet tendance à la fermeture en l'absence de fauche ou de pâturage. A l'inverse, une utilisation trop intensive des prairies conduit (comme dans la plupart des systèmes agricoles) à des baisses de biodiversité (par exemple (Benton *et al.*, 2002; Vickery *et al.*, 2001). L'effet des pratiques de pâturage et de fauche sur la biodiversité s'observe à différents niveaux d'organisation et sur l'ensemble des taxons. On peut distinguer des effets directs (déjections, vermifuges, piétinement, dérangement...) et indirects (opérant via la structuration du couvert) du pâturage et des pratiques d'élevage sur la biodiversité. Ces effets sont relativement bien étudiés et ont fait l'objet de plusieurs synthèses récentes (par exemple (Gaujour *et al.*, 2012 ; Sabatier *et al.*, 2015a; Scohier and Dumont, 2012)). Les conclusions générales sont relativement stabilisées, en revanche des trous de connaissances persistent (reflet notamment de différences de couverture bibliographique des différents groupes taxonomiques).

Biodiversité végétale

De nombreuses études se sont intéressées aux effets des pratiques agricoles sur la richesse floristique des prairies (revue dans (Sabatier *et al.*, 2015a)). Elles montrent que les conditions pédo-climatiques et les niveaux de fertilisation agissent comme un filtre auquel s'ajoutent l'intensité des pratiques de pâturage et de fauche. D'autres aspects de la gestion des pâturages peuvent avoir un impact important sur la diversité végétale pour un chargement donné. Un éclairage intéressant sur les mécanismes sous-jacents aux liens pratiques d'élevage-biodiversité floristique a été apporté en adoptant un point de vue fonctionnel sur la biodiversité dans la revue de Gaujour *et al.* (Gaujour *et al.*, 2012). Ces auteurs montrent que :

- le pâturage modifie la structure du couvert végétal de manière hétérogène, créant des ouvertures dans la végétation favorables à l'installation d'espèces moins compétitives. Ces effets dépendent du chargement, de la densité des communautés végétales, de la saison et de l'espèce pâturant. En pâturage bovin ou équin, l'utilisation préférentielle des zones rases de haute valeur nutritive peut créer une divergence fonctionnelle au sein du couvert (Dumont *et al.*, 2007 ; Fleurance *et al.*, 2011). Les espèces de petite taille, tolérantes au pâturage, peuvent se maintenir au sein de ces placettes d'herbe rase qui sont relativement stables d'une saison de pâturage à la suivante (Dumont *et al.*, 2012). Les ovins créent une structure plus homogène que les bovins ou les équins, ce qui peut à terme réduire la richesse spécifique des prairies (Dumont *et al.*, 2012).
- La fertilisation entraîne une baisse de richesse spécifique bien que certaines espèces bénéficient de cette hausse de fertilisation. Une hausse de fertilisation associée à une hausse du chargement entraîne généralement une baisse de richesse spécifique, car seules les espèces très compétitives et tolérantes

au pâturage peuvent se maintenir dans le couvert. L'hypothèse de « stress intermédiaire » prédit que la diversité floristique sera maximale pour les niveaux médians de perturbation (Milchunas *et al.*, 1988). Même si elle fait consensus, cette hypothèse n'a pas été validée par une méta-analyse des effets du pâturage ovin sur la biodiversité, qui montre que des mêmes niveaux de richesse floristique des pâturages se rencontrent dans une large gamme d'intensité de pâturage (Schoier and Dumont, 2012) ; les communautés végétales caractéristiques d'un pâturage à forte intensité sont cependant très différentes de celles caractéristiques d'un pâturage à faible chargement (Louault *et al.*, 2005).

- La fauche, conduite à de faibles fréquences (une à deux coupes par an) entraîne une plus grande richesse spécifique que le pâturage. Une composante clef de l'effet de la fauche sur la biodiversité floristique est la date à laquelle la fauche est effectuée par rapport à la floraison. Une fauche trop précoce (avant la floraison) limite la reproduction des espèces les plus tardives. Les fauches tardives, via l'exportation de foin, jouent également un rôle important dans les dynamiques de colonisation aux échelles supra-parcellaires.

Biodiversité animale associée

Fauche et pâturage jouent également un rôle important sur la biodiversité animale via leurs effets sur la structure de la végétation (hauteur moyenne et hétérogénéité de cette hauteur). De manière générale, la fauche conduit à des couverts plus homogènes que le pâturage. Dans une prairie pâturée, le niveau d'hétérogénéité du couvert végétal et sa dynamique saisonnière dépendent à la fois de l'espèce pâturant, de la fertilité des prairies et du chargement (Dumont *et al.*, 2012). Quelle que soit l'espèce d'herbivore, une hausse de chargement entraîne une baisse de l'hétérogénéité dont les effets se traduisent de manière particulièrement visible sur les communautés d'arthropodes. De nombreuses études se sont intéressées à la caractérisation de la richesse spécifique d'arthropodes dans les prairies (revue dans (Sabatier *et al.*, 2015a)). Le pâturage, à des faibles niveaux de chargement, en créant une forte hétérogénéité du couvert végétal dans la parcelle, multiplie le nombre de niches écologiques disponibles et favorise ainsi la richesse spécifique des communautés arthropodes (Morris, 2000 ; Wallis De Vries *et al.*, 2007). Les dynamiques d'évolution de la végétation et des populations d'insectes des prairies sont aussi très liées par les relations trophiques qu'ils entretiennent (Dumont *et al.*, 2009; Öckinger *et al.*, 2006). Ainsi, la richesse spécifique de plusieurs groupes taxonomiques d'arthropodes est corrélée à celle de la flore ou d'autres groupes taxonomiques (Manning *et al.*, 2015). Cependant, comme pour la flore, cette variation de richesse spécifique ne reflète que partiellement les variations de composition des communautés d'arthropodes que l'on observe le long d'un gradient d'intensification. Il existe en effet des espèces gagnantes et perdantes sur ce gradient d'intensification. Il en résulte que la richesse spécifique (gamma) d'un paysage géré de manière hétérogène dépasse la richesse spécifique (alpha) de la parcelle la plus riche. La date à laquelle la prairie est défoliée par l'utilisation agricole influence également la qualité de l'habitat prairial pour les arthropodes (Buri *et al.*, 2014; Farruggia *et al.*, 2012). Au-delà des caractéristiques locales de la prairie, la richesse spécifique des communautés arthropodes est également fortement déterminée par la diversité des habitats environnants (Essl and Dirnbock, 2012).

Au-delà de ces effets opérants via la structure du couvert, les traitements vétérinaires du bétail au pâturage ont également un effet important sur les arthropodes. Les traitements antiparasitaires utilisés de manière curative mais surtout largement utilisés en préventif ont des effets négatifs sur l'entomofaune et indirectement sur la faune entomophage. Les anthelminthiques (coumaphos, dichlorvos, phénothiazine, pipérazine, pyréthroides de synthèse) et la plupart des lactones macrocycliques (abamectine, ivermectine, éprinomectine, doramectine) se révèlent toxiques pour les insectes coprophages, et notamment les coléoptères (Lumaret and Errouissi, 2002). L'utilisation d'ivermectine, un des antiparasitaires les plus utilisés chez les bovins, équins et ovins, aboutit à une dégradation plus lente des fèces et à une réduction importante des populations de diptères et de coléoptères

coprophages (Beynon *et al.*, 2012; Rombke *et al.*, 2010). Les espèces entomophages, notamment chauves-souris (Wickramasinghe *et al.*, 2003) et oiseaux (Genghini *et al.*, 2006) sont indirectement impactées par la réduction des populations d'insectes mais il est difficile de discerner les effets des antiparasitaires parmi les autres pesticides utilisés dans l'agriculture conventionnelle.

En ce qui concerne les vertébrés, la plupart des études s'est intéressée aux oiseaux. Ces travaux mettent en avant deux types d'effets : des effets directs et des effets indirects. Les effets directs correspondent à l'impact des pratiques agricoles sur les oiseaux eux-mêmes. C'est par exemple le cas de l'effet d'une hausse du chargement sur le risque de piétinement des nids dans le cas d'espèces nichant au sol (par exemple (Beintema and Muskens, 1987)). On peut également citer le risque de destruction des poussins lors de la fauche ou plus généralement le dérangement. Ces effets négatifs directs ont tendance à augmenter avec l'intensité de la gestion des prairies. A ces effets directs s'ajoutent des effets indirects liés à la disponibilité en ressources alimentaires ainsi qu'à la qualité de l'habitat généré par le pâturage et la fauche. Pour les granivores, la disponibilité alimentaire est fortement liée à la richesse de la communauté végétale. En effet, une diminution de la richesse spécifique de la communauté végétale risque d'entraîner des discontinuités temporelles dans la disponibilité des ressources privant les oiseaux de nourriture à des périodes clefs (Wilson *et al.*, 1999). Plus généralement, les modalités de pâturage et la fauche déterminent la qualité de l'habitat pour les oiseaux prairiaux. Il a par exemple été montré dans le cas des limicoles que le choix du site de nidification était fortement déterminé par la hauteur du couvert ainsi que par son hétérogénéité (Durant *et al.*, 2008a). Les préférences en termes de caractéristiques d'habitat varient fortement d'une espèce à l'autre, traduisant par exemple différentes stratégies de luttres contre les prédateurs (Durant *et al.*, 2008b).

4.5.1.3 L'élevage entretient la biodiversité des territoires

Prairies à l'intérieur de paysages de polycultures-élevage : Beaucoup de systèmes agricoles à haute valeur naturelle (High Nature Value Farming) en Europe sont fondés sur l'utilisation de prairies (Oppermann *et al.*, 2012). Le cortège d'espèces des habitats prairiaux est cependant toujours différent de celui des terres arables et il est largement reconnu qu'à l'échelle du paysage, l'hétérogénéité des habitats a un effet positif sur la biodiversité (par exemple, (Benton *et al.*, 2003 ; Burel *et al.*, 2013; Le Roux *et al.*, 2008)). En ce sens, dans les paysages de polyculture-élevage, les prairies, en contribuant à l'hétérogénéité compositionnelle des paysages constituent des éléments favorables à la biodiversité. Au-delà de cet effet diversification en habitats, Bretagnolle *et al.* montrent que les habitats prairiaux jouent un rôle particulier pour la biodiversité dans les systèmes intensif de production céréalière de par leur pérennité (Bretagnolle *et al.*, 2011a). Ils fournissent ainsi des ressources de manière continue dans le temps, et ceci pour les orthoptères, les petits mammifères et les oiseaux, dont certaines espèces menacées à fort intérêt patrimonial. Cette importance des prairies semi-naturelles, liée à leur pérennité, a été confirmée par des travaux plus récents portant sur les abeilles (Rollin *et al.*, 2015), sur les arthropodes en général (Vasseur *et al.*, 2013), sur l'alouette des champs (Miguet *et al.*, 2013) ainsi que sur le campagnol des champs (Bonnet *et al.*, 2013).

Au-delà de l'aspect spatial, l'intégration de prairies temporaires dans la rotation des cultures amène également une hétérogénéité temporelle dans le paysage qui peut être bénéfique à la biodiversité. Burel *et al.* montrent ainsi un effet positif de cette hétérogénéité temporelle sur les abeilles solitaires (Burel *et al.*, 2013). Sur le plan agronomique, les prairies temporaires favorisent le contrôle de certaines adventices dans les cultures tout en diversifiant les herbacées non-cultivées dans la rotation (Bretagnolle *et al.*, 2011a). Ces effets positifs sont également observés dans le cas de prairies temporaires en monocultures. Bertagnolle *et al.* montrent en effet que des parcelles semées de luzerne sous contrat de gestion (afin d'éviter la destruction des nids lors de la récolte du fourrage et de favoriser l'abondance de nourriture sous forme d'insectes), et intégrées dans un

paysage céréalier, ont un effet très bénéfique sur la population d'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) (Bretagnolle *et al.*, 2011b).

Si les prairies peuvent avoir des effets positifs sur certaines composantes de la biodiversité, les différentes études montrent également clairement qu'il n'est pas possible de généraliser l'effet bénéfique de l'élevage d'herbivores sur toutes les composantes de la biodiversité. A l'échelle de la parcelle, et selon le taxon observé, la richesse spécifique n'est pas nécessairement plus élevée dans les prairies que dans les grandes cultures. Par exemple, Aviron *et al.* ont observé une richesse spécifique moyenne plus élevée dans les prairies intensives que dans les grandes cultures pour les plantes vasculaires et les papillons, mais pas pour les carabes ni les araignées (Aviron *et al.*, 2009). A l'échelle du paysage, Burel *et al.* montrent que les carabes sont favorisés par un paysage à dominance céréalière plutôt qu'un paysage dominé par un système de production laitier basé sur de larges surfaces de maïs et des prairies temporaires (Burel *et al.*, 2013). Teillard *et al.* montrent que l'hétérogénéité du paysage a un effet positif sur les populations d'espèces généralistes d'oiseaux, mais ils montrent également qu'une augmentation de la part des prairies dans le paysage agricole a un effet négatif sur les populations d'oiseaux spécialistes des grandes cultures (Teillard *et al.*, 2014). Les données publiées par Schneider *et al.* montrent enfin que la richesse spécifique de différents taxons est très variable également à l'intérieur de types de paysages agricoles à dominante grandes cultures, à dominantes prairiales, ou mixte, avec certaines régions à dominantes grandes cultures abritant une plus grande richesse spécifique que certaines régions mixtes. (Schneider *et al.*, 2014)

Prairies à l'intérieur de paysages sylvo-pastoraux: Dans les paysages sylvo-pastoraux de montagne, les prairies sont souvent très diversifiées. Elles se caractérisent souvent par une plus grande biodiversité végétale et animale que les formations boisées et arbustives de ces mêmes paysages (Baur *et al.*, 1996 ; Fischer *et al.*, 2008 ; Koch *et al.*, 2013). Le maintien des prairies dans ces régions semble donc primordial au maintien d'un niveau élevé de biodiversité. Or, les formations herbacées sont, sauf rares exceptions, maintenues par l'utilisation agricole de ces surfaces, faute de quoi la succession de la végétation conduit plus ou moins rapidement à des formations boisées ou arbustives (par exemple (Galvanek and Leps, 2008 ; Tasser and Tappeiner, 2002). Pornaro *et al.* ont étudié l'effet du pourcentage de ligneux (arbres et arbustes) dans les prairies sur la diversité végétale sur 8 sites dominés par des espèces ligneuses (Pornaro *et al.*, 2013). Ils montrent qu'en général la richesse spécifique végétale par unité de surface augmente ou reste stable jusqu'à une proportion de couverture par les ligneux d'environ un tiers de la surface, puis diminue ensuite pour être plus basse à 100% qu'à 0% de ligneux. Anthelme *et al.* mais aussi Bühlmann *et al.*, qui se sont focalisées sur l'impact de l'Aulne vert (*Alnus viridis* (Chaix) DC.) sur la biodiversité en régions de montagne, arguent que son expansion en situation de déprise agricole réduit la biodiversité α (intra-parcellaire) et β (inter-parcellaire) (Anthelme *et al.*, 2007; Bühlmann *et al.*, 2014). Par exemple, en Engadine (Suisse), le pâturage par des caprins ou des ovins de race locale est alors efficace pour contrôler l'expansion de l'aune vert (Bühlmann *et al.*, 2014). Ce rôle du pâturage dans le contrôle de l'embroussaillage étant confirmé par de nombreuses études (par exemple (Agreil *et al.*, 2010 ; Speed *et al.*, 2011)). Au-delà de la réduction de la diversité des plantes vasculaires, des effets négatifs de la fermeture du milieu par l'aulne vert ont également été montrés sur les hyménoptères, les orthoptères et les coléoptères (Anthelme *et al.*, 2001). Koch *et al.* observent l'effet négatif de l'aulne vert sur la diversité végétale et celle des orthoptères, mais pas sur celle des lépidoptères (Koch *et al.*, 2015). La présence de ligneux n'est cependant pas toujours néfaste à la biodiversité. Ainsi, une mosaïque entre plantes herbacées des prairies et buissons nains comme *Juniperus communis* et *Rhododendron ferrugineum* ne montre pas d'effet négatif sur la diversité végétale et animale, hormis sur le nombre d'espèce de plantes rares (Koch *et al.*, 2015).

Diversité beta entre prairies: Au sein d'un territoire, la gestion des prairies est souvent plus contrastée que celle des terres arables (Nemecek *et al.*, 2011). Cette hétérogénéité de gestion se traduit sur les communautés

végétales, ce qui peut avoir un effet positif sur la diversité végétale à l'échelle du territoire. Par exemple, parmi les 198 espèces végétales trouvées dans 45 prairies des Alpes italiennes (Marini *et al.*, 2008), 77 ont été trouvées exclusivement dans les prairies extensives, 4 exclusivement dans les prairies moyennement intensives et 9 exclusivement dans les prairies intensives. Wagner *et al.* montrent que la diversité β au sein des prairies utilisées par l'élevage est plus importante pour la diversité γ en plantes vasculaires d'un paysage que la diversité α de ces prairies, en d'autres termes que la diversité au sein d'un paysage dépend plus de la variabilité inter-parcelle que de la diversité intra-parcelle (Wagner *et al.*, 2000). Baldi *et al.* confirment cela pour une large gamme de taxons (Baldi *et al.*, 2013). Une gestion différenciée des prairies favorisant cette hétérogénéité entre prairies pourrait donc être favorable à une forte biodiversité à l'échelle du paysage. Muller rapporte également un effet positif d'une gestion différenciée des prairies sur la conservation des espèces végétales rares (Muller, 2002). Ceci est cohérent avec les résultats de Kampmann *et al.* qui montrent un effet positif du programme agroenvironnemental suisse promouvant une utilisation extensive sur une partie de la surface agricole utile des exploitations (Kampmann *et al.*, 2008). Une gestion différenciée des prairies entraîne également une hétérogénéité temporelle permettant aux espèces animales mobiles de s'abriter et de trouver les ressources dont elles ont besoin au cours du temps. Cet effet bénéfique a pu être observé pour le Myrtil (papillon ; *Maniola jurtina* L.) lorsqu'une partie des prairies est fauchée au sein d'un paysage (Aviron *et al.*, 2007) ou modélisé pour le Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) dans des paysages composés de prairie fournissant des ressources complémentaires (Sabatier *et al.*, 2014). Des situations similaires sont également observées dans les parcs et parcours de montagne où une gestion extensive de larges parcs incluant différents types d'habitats est utilisée avec succès pour la gestion de certaines zones de conservation de la nature (Finck *et al.*, 2002).

Nous pouvons donc conclure des connaissances actuelles que les prairies augmentent la richesse en habitats des paysages de polyculture-élevage et des paysages sylvo-pastoraux et que de ce fait elles influencent positivement la biodiversité à l'échelle du territoire. Elles ont également le potentiel d'être gérées en tant qu'habitats pérennes semi-naturels avec une diversité inter-parcellaire élevée, ce qui peut renforcer leur rôle d'éléments paysagers promoteur de biodiversité. Pour bon nombre d'espèces, la présence de prairies doit cependant être accompagnée de mesures complémentaires pour assurer de bonnes conditions écologiques. En facilitant le maintien de prairies dans le territoire et en conduisant à une gestion diversifiée de celle-ci (par ex. pâturages et prairies de fauche), l'élevage d'herbivores contribue à la diversité en habitats au sein du paysage.

4.5.1.4 Incertitudes

Du fait de la multiplicité des effets de l'agriculture sur la biodiversité ainsi que de l'intérêt relativement récent de la recherche pour les questions de biodiversité agricole, de nombreux trous de connaissances demeurent dans la littérature scientifique.

Sur le plan de la biodiversité domestique, le principe selon lequel la diversité génétique des espèces domestiques est une composante de la biodiversité, ainsi que la nécessité de se préoccuper de cette diversité à long terme, sont très largement admis aujourd'hui. Ce qui va moins bien de soi, c'est l'adoption systématique de pratiques visant à maintenir un certain niveau de diversité génétique. C'est à l'évidence dans la préservation de la variabilité génétique intra-population qui plus est dans un contexte de sélection qu'il y a le plus encore à faire.

En effet, la préservation de la diversité entre populations (pour schématiser, la préservation des races menacées) ne s'oppose généralement pas à la logique économique ambiante : si certains éleveurs de races locales rencontrent des difficultés de mise en marché de leurs produits, cela ne met en aucun cas les filières en péril. Certes, les programmes de conservation *in situ* nécessitent généralement des supports financiers publics ou logistiques de la part des opérateurs de la sélection. Dans une situation économique qui se tend de plus en plus,

la recherche de ces soutiens ne se simplifie pas mais, bon an mal an, les actions de conservation se déroulent et sont perçues comme efficaces (voir par exemple, (Audiot *et al.*, 2005)). De ce point de vue, il est intéressant de noter qu'une des questions qui a beaucoup agité la communauté scientifique il y a une douzaine d'années, était de savoir comment établir des priorités de conservation face à des ressources (financières) limitées (voir par exemple, (Simianer *et al.*, 2003 ; Toro *et al.*, 2006)). Ce champ de recherche a donné lieu à des 'disputes' entre méthodologistes, chacun ne manquant pas d'arguments pour tenter de démontrer que sa méthode était meilleure que celle des autres. Dans les faits, ces méthodes n'ont eu que très peu d'usage pratique : la philosophie qui présidait aux balbutiements des programmes de conservation (voir par exemple, (Avon)) est encore de mise aujourd'hui, à savoir que l'on considère *a priori* que toute population est intéressante en tant que ressource génétique et que l'on se donne les moyens de tenter de les préserver toutes. Bien évidemment, l'accumulation de données de génomique, y compris pour les races locales, doit nous permettre de caractériser beaucoup plus finement la diversité génétique entre populations, tant en ce qui concerne le polymorphisme neutre que le polymorphisme fonctionnel (voir plus loin). Toutefois, une race animale ne se résumant pas à un 'sac de gènes' mais étant le fruit d'une longue histoire entre humains et animaux, on n'a pas attendu ces résultats pour entreprendre ou poursuivre des actions de préservation et de valorisation des races.

La préservation de la diversité intra-population coule moins de source : d'une part, comme dit plus haut, il faut plus d'arguments pour convaincre les opérateurs de s'en préoccuper concrètement et, d'autre part, les moyens à mettre en œuvre paraissent de prime abord faire obstacle à l'obtention de progrès génétique. Toutefois, l'exemple de la sélection caprine cité plus haut montre que des collectifs d'éleveurs et leur encadrement technique peuvent prendre à bras le corps la question et qu'il est possible de réaliser des progrès génétiques substantiels avec un impact minimal sur la variabilité génétique. Dans ce domaine, l'avènement de la sélection génomique est porteur de grands espoirs (cette méthode de sélection est en place chez les bovins laitiers depuis 2009 et chez les ovins laitiers depuis 2015, elle est en cours de développement dans d'autres espèces ou filières). En effet, on a pu montrer de façon théorique que la méthode de sélection dite 'à parenté minimale', mise au point en absence d'informations génomiques, est également efficace pour préserver la variabilité génétique quand ces informations sont disponibles (Colleau *et al.*, 2009). Par ailleurs, chez les bovins laitiers (seul cas où l'on dispose du recul suffisant), en comparaison de la pratique antérieure de l'épreuve de la descendance, la réduction du prix de revient d'un mâle d'insémination lors de sa mise en service après sélection sur informations génomiques (réduction de l'ordre d'un facteur 10) fait que le nombre de taureaux proposés aux éleveurs est sensiblement plus élevé, le nombre moyen de descendants par taureau est d'autant plus faible et la variabilité en des tailles de descendance d'un taureau à l'autre est réduite aussi (Institut de l'Élevage, 2015), tous facteurs favorables à la préservation à terme de la variabilité génétique. Au-delà, des investigations sont encore à poursuivre afin de définir des méthodes de gestion de la variabilité génétique assistée par les informations génomiques.

Sur le plan de la diversité sauvage ou associée, les différents taxons ont été étudiés de manière hétérogène et de nombreux trous de connaissance persistent dès lors que l'on s'intéresse aux groupes taxonomiques les moins couverts par les recherches. Comme mentionné précédemment, les oiseaux sont de loin les vertébrés les plus étudiés et peu de travaux (à l'échelle de la parcelle) se sont intéressés aux effets des pratiques d'élevage sur les mammifères, les batraciens ou les reptiles. Ce manque de connaissance concerne également les micro-organismes telluriques et associés à la végétation (bactéries, champignons). De même les recherches montrent une certaine hétérogénéité d'une espèce domestique à l'autre, seuls les ovins ayant fait l'objet d'une méta-analyse visant à expliciter les liens entre intensité de pâturage et biodiversité.

De même, l'effet de certaines pratiques reste largement à quantifier. Par exemple, l'hivernage sur des parcelles bien drainées, comme peuvent l'être des dunes fixées, est utilisé par les éleveurs pour s'affranchir des

stabulations. De telles pratiques ont vraisemblablement des effets importants sur la biodiversité, ne serait-ce qu'au niveau des zones d'affouragement généralement très rudéralisées. Toutefois l'effet de l'hivernage sur les parcelles ne semble pas avoir fait l'objet de travaux scientifiques et ne peut donc pas être quantifié dans l'état actuel des connaissances.

D'autres pratiques n'ont pas encore été assez étudiées pour clarifier les antagonismes auxquels elles peuvent conduire. Ainsi, à l'échelle de la parcelle, il existe un antagonisme entre le maintien d'une diversité végétale élevée grâce à une défoliation peu fréquente (par exemple (Gaujour *et al.*, 2012)) et la récolte de fourrage à teneur élevée en énergie et protéine par le biais d'une défoliation fréquente (Agroscope, 2015). Le compromis qui consisterait à choisir une fréquence intermédiaire de défoliation sur l'ensemble des surfaces herbagères de l'exploitation (land sharing au sens de (Green *et al.*, 2005) à l'échelle de l'exploitation) ne semble pas pouvoir apporter de résultats satisfaisants. En effet, certains résultats indiquent qu'une intensité moyenne d'utilisation n'améliore qu'à peine la biodiversité par rapport à une utilisation intensive (Kleijn *et al.*, 2009). Une combinaison de prairies extensives et de prairies intensives à l'échelle de l'exploitation ou du territoire paraît donc plus prometteur qu'une gestion mi-intensive sur l'ensemble des surfaces pour concilier le service de production et celui de conservation de la diversité végétale ((Jeanneret *et al.*, 2007 ; Nemecek *et al.*, 2011). Sabatier *et al.* montrent par modélisation pour le vanneau huppé et le chevalier gambette qu'il pourrait y avoir une interaction positive entre surfaces à objectif de production et surfaces à objectif de conservation de la biodiversité (augmentation « concave » des populations avec une augmentation des surfaces à objectif de conservation de la biodiversité), mais cependant cet effet semble n'être que très faible à l'intérieur des systèmes intensifs (Sabatier *et al.*, 2015b). Ces auteurs ne comparent pas leurs résultats avec un niveau intermédiaire d'intensité d'utilisation sur l'ensemble de la surface. Du fait du nombre d'études limitées, les avantages et inconvénients de différentes combinaisons de niveaux d'intensité d'utilisation afin de concilier production de produits animaux et maintien de la biodiversité ne peuvent pas encore être quantifiés pour les différents taxons et les différents types de production.

Aux échelles supra-parcellaires, une autre difficulté tient à l'ambiguïté entre hétérogénéité et fragmentation. S'il a été montré qu'une gestion différenciée des prairies favorisant l'hétérogénéité entre prairies pourrait être favorable à une forte biodiversité à l'échelle du paysage, il est également établi que la fragmentation de l'habitat peu avoir un impact négatif sur la survie des espèces végétales liées à des types d'habitats peu fréquents dans le paysage concerné (Lienert and Fischer, 2003), bien que cet effet n'apparaisse pas toujours clairement (Schleuning *et al.*, 2009). L'effet d'hétérogénéité entre prairies sur la diversité γ d'une région a rarement été quantifié et les parts relatives des effets positifs de la diversité des usages opérants via une hausse d'hétérogénéité, et des effets négatifs opérants via une hausse de la fragmentation ne sont pas encore connues pour les différents taxons. Nous ne pouvons donc pas conclure à ce stade.

Pour finir, on constate que l'écrasante majorité des études portant sur les liens entre biodiversité et élevage s'est intéressée aux milieux particuliers que sont les prairies et les parcours. L'élevage a également des effets sur la biodiversité allant au-delà de ceux opérant via les prairies et les parcours. On pourra par exemple citer le rôle crucial pour certains taxons que peuvent jouer des éléments semi-naturels tels que les haies ou des éléments artificiels tels que les murs de pierre sèche ou les bâtiments d'élevage. Cependant, si les rôles de ces éléments vis-à-vis de la biodiversité sont souvent mentionnés dans les publications, certains de ces éléments n'ont en réalité fait l'objet que de peu de travaux. Les effets du bocage sur la biodiversité ont été étudiés de manière relativement exhaustive (par ex (McCollin *et al.*, 2000). Ces structures sont d'importance pour la biodiversité en tant qu'habitat particulier accueillant une grande diversité d'espèces mais aussi pour le rôle de corridor écologique qu'elles jouent, en reliant entre eux des massifs forestiers par exemple. Les facteurs clefs de leur effet sur la biodiversité sont leur structuration spatiale et leur composition (Baudry *et al.*, 2000). En revanche et bien

que souvent cités comme habitats d'importance, les murs de pierres sèches n'ont fait l'objet que de peu d'études (par ex (Manenti, 2014)). L'effet des bâtiments d'élevage n'a quant à lui été étudié que de manière anecdotique (Grüebler *et al.*, 2010). Le lien entre ces éléments et l'élevage à lui aussi fait l'objet de peu de travaux. Au-delà du rôle historique (relativement bien connu) que l'élevage a pu jouer dans leur mise en place (Baudry *et al.*, 2000), peu d'études se sont intéressées au rôle de l'élevage dans le maintien de telles structures (Merot and Bridet-Guillaume, 2006). Ces effets de l'élevage sur la biodiversité opérant via les structures de milieux autres que les prairies et les parcours sont donc encore mal connus bien qu'ils semblent jouer un rôle relativement important.

4.5.2 Effet de la diversité sur l'élevage

4.5.2.1 La diversité génétique au service de l'élevage

La diversité génétique est généralement considérée comme une des composantes des capacités d'adaptation des systèmes animaux. A l'échelle des populations, c'est évidemment la diversité génétique qui offre ces capacités d'adaptation. Ici, nous nous limiterons à l'adaptation à un contexte changeant (adaptation dans le temps), d'une part, et à la diversité des territoires utilisés et des services écosystémiques (adaptation dans l'espace), d'autre part.

Diversité génétique et capacités d'adaptations à un contexte changeant

La hausse continue des températures moyennes que nous connaissons depuis quelque temps à l'échelle de la planète, a remis à l'honneur la notion d'adaptation des êtres vivants. La nécessité de capacités d'adaptation est cependant une constante de l'histoire des populations animales car le contexte de l'élevage a rarement été constant. Outre l'adaptation au réchauffement climatique, on peut citer quelques autres défis majeurs qui se présentent devant nous et qui ont d'ores et déjà influé sur la définition des objectifs de sélection dans de nombreuses espèces. Adaptation à des aliments de moindre valeur pour les animaux, liée à une concurrence accrue pour l'accès aux ressources fondamentales que sont le sol et l'eau : cette question est plus qu'actuelle en aquaculture (Médale *et al.*, 2013) et prend de l'ampleur pour les animaux terrestres. Adaptation à une main d'œuvre plus rare et moins disponible (pour les bovins laitiers, par exemple, (Guesdon and Perrot, 2010 ; Verrier *et al.*, 2010)). Adaptation à l'évolution des réglementations concernant les productions animales, particulièrement exigeantes en Europe en comparaison du reste du monde.

D'une manière générale, le développement de productions animales durables suppose, entre autres, de diversifier les systèmes de production en vue de renforcer leur résilience (Dumont *et al.*, 2013). La diversité génétique en est une des composantes. Par exemple, dans le cas de la résistance aux maladies, la diversité des hôtes limite le risque de spécialisation et de prolifération d'un agent pathogène : bien sûr, à l'échelle d'un troupeau comme à celle d'une population, on ne peut pas garantir l'absence totale de maladie mais, plus les génotypes des animaux sont diversifiés, plus l'impact des pathogènes sera faible (Springbett *et al.*, 2003). Pour les différentes aptitudes d'adaptation que l'on peut définir, une diversité génétique à la fois inter et intra-population est généralement disponible et peut être valorisée pour le choix des types génétiques à élever (en race pure ou en croisement) ou bien dans le cadre de programmes de sélection intra-population (Mirkena *et al.*, 2010 ; Verrier *et al.*, 2013). Cela nécessite évidemment une définition précise du caractère visé et de sa mesure, ainsi qu'une connaissance des fonctions biologiques sous-jacentes. A titre d'exemple, l'analyse des polymorphismes génomiques de populations bovines Ouest-Africaines en lien avec la localisation géographique et les conditions climatiques ont permis de détecter des zones du génome qui ont rapidement évolué sous l'effet des contraintes de chaleur (traces de sélection ; (Gautier *et al.*, 2009)). Des stratégies pour limiter le stress lié à la chaleur font l'objet de recherches et d'applications pratiques (Jacquot-Gunia *et al.*, 2010 ; Renaudeau *et al.*,

2012). De même, la santé des animaux a pris une part conséquente dans les objectifs de sélection chez de nombreuses espèces (pour les bovins laitiers, voir (Ducrocq, 2010)). Dans cette optique, selon les possibilités pratiques de mesure des caractères et les risques épidémiologiques potentiels, les stratégies génétiques mises en œuvre reposent sur la résistance des animaux (capacité d'élimination du pathogène ; un exemple de grande ampleur est fourni par le cas du programme contre la tremblante chez les ovins, (Leymarié *et al.*, 2009)), ou sur leur résilience ("vivre avec le pathogène" ; un exemple particulièrement convaincant est celui de la sélection des caprins vis-à-vis des strongles intestinaux en milieu tropical, (Jacquot-Gunia *et al.*, 2010)).

Diversité génétique et diversité des territoires et des services écosystémiques attendus

La diversité génétique des animaux permet l'exploitation de territoires diversifiés et présentant des contraintes de nature et de degré sensiblement différentes. Cet aspect du développement de l'élevage est souvent pris en compte lorsqu'il s'agit de milieux difficiles et à faible potentialité agricole (montagne, zones humides, etc.). Se limiter à ce type de milieu reviendrait toutefois à ignorer que les systèmes d'élevage développés en conditions considérées comme "favorables" et généralement caractérisés par un haut degré d'intensification, comportent leur propre jeu de contraintes. Il est notamment demandé aux animaux à la fois un haut niveau de productivité et un maintien des aptitudes fonctionnelles, la variabilité génétique pouvant être mise à profit pour contribuer à l'adaptation de ces animaux à ce contexte d'élevage particulièrement répandu en Europe et ailleurs dans le monde (voir par ex., (Ducrocq, 2010)).

L'exploitation des milieux difficiles requiert évidemment des aptitudes d'adaptation vis-à-vis de ce qui confère au milieu sa difficulté. Les contraintes n'étant généralement pas uniques, le terme de rusticité est très fréquemment employé pour désigner un ensemble d'aptitudes des systèmes animaux (troupeaux, populations, ...) à surmonter les aléas du milieu dans lequel ils vivent (Vallerand, 1988). Par ailleurs, comme cet auteur le faisait déjà remarquer à l'époque mais sans en employer le mot, l'exploitation de ces milieux peut être effectuée dans l'optique d'autres services écosystémiques que la fourniture de produits alimentaires : entretien par le pâturage de pare-feu ou, plus généralement, de paysages ouverts ; défrichage ; contribution à l'agro-tourisme, etc. L'utilisation de races rustiques est souvent préconisée pour la gestion des espaces pastoraux, avec des attentes de performances zootechniques moindres qu'en système intensif. Hormis la capacité d'adaptation de ces races aux milieux difficiles (D'Hour *et al.*, 1998) les arguments avancés pour juger de leur supériorité sont souvent limités (Rook *et al.*, 2004). En effet, tant que l'on ne compare pas des milieux et des types génétiques trop contrastés, les différences dans les processus de pâturage ont jusqu'ici souvent été confondues avec les effets du format et de l'apprentissage dans le jeune âge (Dumont *et al.*, 2007).

4.5.2.2 La diversité spécifique au service de l'élevage

Effets de la biodiversité floristique sur la production de fourrage

Bien que le principe de la culture de mélange d'espèces soit connu de longue date (Kessler and Suter, 2005; Sanderson *et al.*, 2007), beaucoup de systèmes herbagers ont été fortement simplifiés avec l'intensification agricole. Sur le plan de la diversité génétique, un nombre important de variétés a été développé pour les principales espèces fourragères (par ex 1 056 variétés de ray-grass anglais enregistrées en Europe dont 251 en

France, et 159 variétés de dactyle dont 51 en France ; Plant variety database of the European Commission⁸) et la diversité génétique au sein des variétés est restée relativement large (Bolaric *et al.*, 2005 ; Brazauskas *et al.*, 2011). Sur le plan de la diversité spécifique, la modernisation agricole s'est accompagnée de l'utilisation de seulement quelques espèces de poacées (ray-grass anglais et d'Italie, fétuque élevée, dactyle...) et de fabacées (trèfles, luzerne), souvent cultivées en monoculture. Il s'agissait avant tout de favoriser les espèces les plus productives et de simplifier la gestion des prairies. Une proportion importante des prairies permanentes a été retournée et gérées sur des cycles plus courts (perte d'environ 30% des surfaces de prairies permanentes en Europe entre 1967 et 2007 ; (Huyghe *et al.*, 2014)). Le sol a souvent été fertilisé par des apports exogènes élevés de minéraux (azote, potassium et phosphore principalement) de sorte à satisfaire la croissance des espèces productives, ce qui a contribué à la diminution de la richesse spécifique dans les prairies restées permanentes (Gaujour *et al.*, 2012 ; Vance, 2001). En parallèle, les espèces fourragères ont été sélectionnées afin d'améliorer leur qualité agronomique, ce qui a impliqué une baisse de diversité génétique. Ce modèle d'intensification a conduit à de forts impacts environnementaux (Socolow, 1999).

De nombreuses études en écologie se sont penchées sur l'effet de cette perte de biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes prairiaux et ont montré un lien positif entre diversité spécifique et productivité des écosystèmes (Hooper *et al.*, 2005). Les effets positifs de la diversité floristique sur la production de fourrage ont été constatés aussi bien dans les systèmes extensifs en intrants (Roscher *et al.*, 2005) que dans ceux nettement plus intensifs (Finn *et al.*, 2013).

Il a été montré que certains mélanges plurispécifiques ne produisaient pas seulement plus que la moyenne des espèces cultivées seules (différences connues sous le terme d'overyielding, (Hector *et al.*, 2002), mais aussi plus que la plus productive des espèces en monocultures (effet est qualifié de "transgressive overyielding" (Hector *et al.*, 2002 ; Kirwan *et al.*, 2007)). Dans le cadre d'un essai pan-européen sur 31 sites représentant un très large gradient pédo-climatique Finn *et al.* rapportent un overyielding dans 97% des cas et un transgressive overyielding dans 60% des cas (Finn *et al.*, 2013). La différence entre overyielding et transgressive overyielding est essentielle pour les prairies semées étant donné que dans le cas d'un overyielding simple une réponse de l'agriculteur peut être de choisir de cultiver l'espèce la plus productive en monoculture. Une telle relation entre richesse spécifique et production est liée à une meilleure capture des ressources avec une augmentation de la diversité spécifique (Fornara and Tilman, 2008 ; Palmberg *et al.*, 2005). Premièrement, la diversité peut permettre des interactions positives de type facilitation entre espèces, la présence d'une espèce accroissant les performances d'une autre (Callaway, 1997). Le deuxième mécanisme correspond à la complémentarité de niches écologiques. Les espèces diffèrent dans leurs besoins et dans leur façon d'utiliser les ressources à la fois dans l'espace et le temps (Fornara and Tilman, 2008 ; Loreau and Hector, 2001 ; Palmberg *et al.*, 2005). La compétition interspécifique est alors plus faible que la compétition intra-spécifique. Cadotte a ainsi montré qu'un mélange d'espèces éloignées d'un point de vue phylogénétique, étant sensées avoir des niches écologiques peu superposées, est plus productif qu'un mélange d'espèces proches (Cadotte, 2013). L'avantage des mélanges par rapport aux monocultures ne s'observe néanmoins pas seulement sur la production de biomasse, mais aussi sur la stabilité dans le temps de cette production (Cardinale *et al.*, 2013), sur le contrôle des adventices (Finn *et al.*, 2013), ainsi que sur la résistance à la sécheresse (Prieto *et al.*, 2015). Une évaluation multicritères est donc

⁸ Plant variety database, European Commission:

http://ec.europa.eu/food/plant/plant_propagation_material/plant_variety_catalogues_databases/index_en.htm, accédé le 25.02.2016.

essentielle. Les mélanges graminées-légumineuses sont d'un intérêt particulier puisqu'ils permettent d'allier les dimensions quantitatives et qualitatives (protéines) de la production. Les fabacées vont fixer l'azote atmosphérique, la compétition pour l'azote du sol est réduite et une partie de l'azote fixé est redistribué aux plantes voisines (Fustec *et al.*, 2010 ; Lesuffleur *et al.*, 2013; Paynel *et al.*, 2008), cet azote transféré pouvant atteindre des quantités importantes (Frankow-Lindberg and Dahlin, 2013 ; Høgh-Jensen *et al.*, 2006 ; Lüscher *et al.*, 2005). Nyfeler *et al.* ont montré que la fixation symbiotique d'azote par les fabacées était stimulée par la présence de poacées (Nyfeler *et al.*, 2011). Ces mélanges permettent donc de diminuer les besoins en fertilisation azotée de la production et peuvent ainsi aider à réduire les impacts environnementaux (Hauggaard-Nielsen *et al.*, 2016; Lüscher *et al.*, 2014). Les connaissances actuelles permettent donc de conclure qu'une amélioration de la productivité des prairies par l'utilisation ciblée de la diversité floristique n'est pas en conflit avec la fourniture d'autres services.

L'utilisation d'un nombre plus élevé d'espèces cultivées en mélange (Sanderson *et al.*, 2007) est également une des approches explorée pour combiner des objectifs de production et des objectifs environnementaux (Malézieux *et al.*, 2009).

Effets de la biodiversité floristique sur la production animale et la qualité des produits animaux

Ingestion du fourrage et production animale

La composition botanique de l'herbe affouragée influence la quantité de fourrage ingérée par les herbivores. Il est par exemple bien établi que l'ingestion de fourrage est plus grande pour les fabacées fourragères que pour les poacées (revu par (Lüscher *et al.*, 2014)). De ce fait, l'ingestion de fourrage associant fabacées et poacées est en général plus élevée que celle de cultures pures de poacées (revu par (Niderkorn and Baumont, 2009 ; Niderkorn *et al.*, 2014; Ribeiro-Filho *et al.*, 2003)). Un des avantages majeurs du trèfle blanc dans les associations multi-espèces est que le déclin de la qualité nutritionnelle avec le vieillissement des plantes est nettement plus lent pour cette espèce que pour les poacées (revu par (Lüscher *et al.*, 2014)). En parallèle à cette augmentation d'ingestion du fourrage, une augmentation de la production laitière a été observée dans quelques études pour des vaches laitières au pâturage (Ribeiro-Filho *et al.*, 2003 ; Roca-Fernandez *et al.*, 2014 ; Sanderson *et al.*, 2007). En plus de cet effet positif des fabacées fourragères, la diversité en espèces végétale pourrait favoriser l'ingestion au pâturage en donnant à l'animal plus de possibilités de choisir sa nourriture (Cortes *et al.*, 2006). Un avantage des mélanges multi-espèces complexes par rapport à des mélanges poacées-fabacées simples n'a cependant pas pu être observé dans le peu d'études disponibles sur le sujet (Soder *et al.*, 2007 ; Soder *et al.*, 2006).

Qualité des produits animaux

L'influence de la composition botanique de l'herbe affouragée sur la qualité nutritionnelle et sensorielle de la viande et des produits laitiers a été analysée dans quelques revues de littérature (Martin *et al.*, 2005 ; Moloney *et al.*, 2014; Shingfield *et al.*, 2013). Par exemple, les fabacées à tanin permettent de modifier la valeur nutritive et les propriétés sensorielles de la viande de mouton en augmentant la teneur en acides gras Omega 3 à longues chaînes (Girard *et al.*, 2016). Des métabolites secondaires aromatiques comme des terpènes produits par certaines dicotylédones ont été mis en évidence dans le lait produit par les ruminants consommant du fourrage contenant ces plantes (Coppa *et al.*, 2011). Les plantes à tanin ou à métabolites aromatiques sont en général plus abondantes dans les prairies à composition botanique diverse que dans celles pauvres en espèces. En ligne avec la présence d'espèces à propriétés particulières dans les prairies riches en espèces, un effet positif sur la

composition en acides gras de la viande produite sur pâturage botaniquement divers en comparaison à celle produite sur pâturage pauvre en espèce a quelques fois été observé (Lourenco *et al.*, 2007).

Effets de la biodiversité floristique sur la santé animale

La biodiversité végétale peut avoir un impact sur la santé animale (Farruggia *et al.*, 2008). Ainsi, les dicotylédones (plus fréquentes dans les prairies peu fertilisées) peuvent être très bénéfiques à la santé animale car ces espèces sont généralement riches en composés secondaires comme des caroténoïdes ou des tanins (Farruggia *et al.*, 2008 ; Hoste *et al.*, 2015). Ces bénéfices ont été décrits dans le cas des élevages ovins en Nouvelle Zélande, les animaux pâturant du lotier présentant une plus faible présence de nématodes et un gain de poids plus importants que les animaux pâturant des prairies de ray-grass et trèfle blanc dépourvus de tanins condensés (Ramirez-Restrepo *et al.*, 2005). Une meilleure productivité induite par l'intégration de lotier corniculé dans le fourrage ou dans la prairie pâturée a également été mise en évidence sur la production de viande bovine et de lait (MacAdam and Villalba, 2015). L'utilisation de certaines espèces fourragères produisant des tanins en grande quantité comme le sainfoin permettent de réduire le parasitisme intestinal par des nématodes chez les ruminants (Häring *et al.*, 2008 ; Heckendorn *et al.*, 2006). Hoste *et al.* classent les plantes riches en tanins dans les alicaments et proposent leur utilisation comme une alternatives aux anthelminthiques (Hoste *et al.*, 2015). Les tanins ont également un effet préventif sur la météorisation liée à un excès de protéines (Julier *et al.*, 2003). Les tanins en se liant aux protéines les précipitent, les rendant insolubles dans le rumen et empêchant donc leur digestion à ce niveau. Sous l'effet d'un pH acide les tanins libèrent les protéines dans l'intestin où elles sont digérées. La digestion intestinale des protéines, plutôt que leur utilisation à des fins énergétiques dans le rumen a, outre l'intérêt zootechnique, un impact positif sur l'environnement en limitant la production entérique de méthane (Turner *et al.*, 2005).

Mais la diversification de la prairie peut également avoir un impact négatif sur les animaux d'élevage via la présence de certaines espèces toxiques comme *Colchicum autumnale*, qui contient un alcaloïde et peut poser problème lors d'une utilisation extensive de la prairie (Jung *et al.*, 2012).

Effet de la diversité inter-parcellaire sur la flexibilité d'usage des prairies

Au niveau d'organisation du système d'élevage, la diversité floristique est fortement dépendante de choix d'allocation par les agriculteurs des pratiques aux différentes parcelles et donc des fonctions (par exemple fauche, pâture) qu'ils assignent à différentes parcelles (Andrieu *et al.*, 2007). La diversité végétale inter-parcellaire n'est donc pas qu'une propriété du système d'élevage subie par l'éleveur mais bien la résultante de choix de diversification des prairies en types fonctionnels agronomiques. De tels types fonctionnels agronomiques de prairies ont ainsi pu être déterminés avec une approche de la biodiversité fondée sur les traits fonctionnels des espèces (Duru *et al.*, 2005 ; Martin *et al.*, 2009a) puis caractérisés par rapport aux propriétés agronomiques que ces types fonctionnels agronomiques de prairies confèrent aux systèmes de production (Duru *et al.*, 2010). Au-delà des propriétés agronomiques que de tels types fonctionnels agronomiques de prairies confèrent à l'échelle de la parcelle, la diversité de ces types fonctionnels agronomiques de prairies au sein d'un système d'élevage est source de flexibilité (Duru *et al.*, 2015). Ces auteurs montrent en particulier en quoi ces types fonctionnels agronomiques de prairies peuvent s'interpréter en termes de fenêtre temporelle d'utilisation des prairies et de types d'utilisation qui une fois intégrés au niveau du système d'élevage dans son ensemble deviennent source de flexibilité et d'adaptation face aux aléas environnementaux (Martin *et al.*, 2009b).

Effets de la biodiversité spécifique animale.

Les intérêts pour l'élevage de la diversité en espèces d'animaux domestiques sur les parcelles de pâturage ont été étudiés de manière moins exhaustive que ceux de la biodiversité végétale mais les travaux conduits jusqu'ici mettent également en avant des atouts du pâturage mixte. Ces atouts sont de plusieurs types.

Le premier intérêt du pâturage mixte concerne la complémentarité entre espèces animales dans l'exploitation de la ressource fourragère (Nolan and Connolly, 1989). Les différentes espèces d'herbivores domestiques exploitent différentes niches écologiques (qui se traduisent par différents types de plantes, différentes hauteurs d'herbe, etc...) permettant ainsi une complémentarité dans l'exploitation de la ressource fourragère : par exemple, les refus d'une espèce peuvent être pâturés par l'autre. Le deuxième intérêt du pâturage mixte tient à la diversification de la production qui rend le système plus résilient (Mace and Houston, 1989 ; Tichit *et al.*, 2004). Ce mécanisme classique de diversification de la production permet par exemple de limiter les pertes financières lors d'un événement catastrophique (maladie, sécheresses, etc...) touchant de façon différente les deux espèces. Enfin, un dernier avantage mis en avant concerne les effets positifs du pâturage sur la santé animale via la dilution du parasitisme (d'Alexis *et al.*, 2012). Les différents ruminants ne sont en effet pas sensibles aux mêmes parasites gastro-intestinaux, notamment aux nématodes ; ainsi, pour un même chargement total, la charge parasitaire est réduite. Le pâturage mixte peut être réalisé en alternance et doit alors intégrer des cycles de pâture relativement longs ou de manière simultanée mais avec un chargement équilibré entre les deux types d'herbivores (Hoste *et al.*, 2003). La mixité n'a d'intérêt que si les animaux représentent des hôtes hétérologues, ainsi les bovins peuvent être mélangés avec des caprins ou ovins qui eux représentent des hôtes assez similaires (Hoste *et al.*, 2003). Une récente méta-analyse montre ainsi que sur l'exemple de l'association ovins-bovins, le pâturage mixte permet une hausse de production (d'Alexis *et al.*, 2014). De manière générale les résultats zootechniques sont beaucoup plus intéressants chez les ovins que chez les bovins, les ovins étant plus sensibles au parasitisme (Hoste *et al.*, 2003). Le pâturage mixte est également utilisé entre équins et bovins ou ovins, en premier lieu pour gérer la prairie mais aussi parce que cette mixité permet de réduire la charge en strongles des équins (Cabaret, 2011).

4.5.2.3 L'élevage cohabite difficilement avec les grands prédateurs

Au-delà de ces effets bénéfiques de la biodiversité sur l'élevage, on distingue également des effets négatifs de cette biodiversité. Ces effets ne concernent généralement pas l'impact de la diversité des espèces mais plutôt l'impact de la présence d'espèces sauvages particulières. Ces impacts négatifs sont par exemple liés à la transmission de maladies, ou à la prédation et concernent souvent des espèces emblématiques telles que les ongulés sauvages ou les grands carnivores. Il en découle une situation souvent passionnée de laquelle il est difficile de faire émerger un consensus. Nous nous intéresserons ici au cas emblématique des interactions entre troupeaux de ruminants domestiques et grands carnivores.

De par la forte dimension affective qui accompagne cette thématique, la question de la prédation des animaux d'élevage par les grands carnivores est sujette à de nombreuses controverses. Ces controverses sont d'autant plus fortes que le retour des grands prédateurs en France est relativement récent - premières attaques de Lynx en 1984 (Stahl *et al.*, 2002) retour du loup en 1992⁹ - et que le retour de ces prédateurs (opérant dans un

⁹ Cans, R., 1993. A quelques dizaines de kilomètres de Nice, des loups dans le Mercantour. *Le Monde*, 16 Avril 1993

contexte économique particulièrement difficile pour la filière ovine) a été accompagné de prises de positions très militantes d'un côté comme de l'autre (Skogen *et al.*, 2008). Ces prises de positions se traduisent également en controverses houleuses dans la communauté scientifique : voir par exemple les échanges animés entre F. Benhammou, d'une part, et C. Deverre, M. Meuret et J.P. Chabert, d'autre part, suite aux articles Deverre et Meuret et Chabert (Benhammou, 2003 ; Deverre, 1999 ; Deverre *et al.*, 2003 ; Meuret and Chabert, 1998). Dans ce climat, les recherches sur l'effet de ces grands prédateurs sur l'élevage, peu nombreuses et en grandes parties menées par des organismes proches du monde de l'élevage (par ex INRA, IRSTEA ou CERPAM en France), peinent à convaincre. Nous tenterons ici de faire une synthèse aussi fidèle que possible de cette controverse.

On compte en Europe 4 principales espèces de mammifères à l'origine de prédation sur les troupeaux de ruminants : le loup (*Canis lupus*), l'ours brun (*Ursus arctos*), le lynx boréal (*Lynx lynx*) et le Glouton (*Gulo gulo*). Lynx et Glouton sont connus pour avoir un impact particulièrement fort sur les troupeaux de rennes en Scandinavie (Bostedt and Grahn, 2008). En France, seuls le loup, le lynx et l'ours sont présents. Nous nous limiterons ici à l'impact du loup sur les élevages, le plus documenté en France.

Le débat s'est principalement concentré sur l'ampleur de l'impact de ces grands carnivores. Une première dimension du débat tient à la quantification des attaques, notamment en comparaison avec les attaques attribuables aux chiens divaguant dont les estimations peuvent varier d'un facteur 10 (Brunschwig *et al.*, 2001). Une deuxième dimension concerne l'efficacité des mesures de protection (chiens, parcs,...). Ces mesures sont globalement jugées efficaces pour limiter le nombre d'attaques notamment lorsqu'elles sont combinées (Espuno *et al.*, 2004 ; Salvatori and Mertens, 2012) mais insuffisantes pour les éviter totalement (Garde, 2012). Au-delà de la question de la capacité de ces mesures à contenir les attaques dues aux grands carnivores, une dimension supplémentaire du problème est que la mise en place de ces mesures impose une reconfiguration de l'ensemble du système d'élevage dont les conséquences sociales, économiques et environnementales peuvent être importantes (Garde *et al.*, 2007 ; Vincent, 2011). Ces auteurs montrent par exemple en quoi le confinement des animaux dans les parcs de regroupement nocturnes entraîne à la fois un surpâturage local accompagné d'une surabondance de fèces et l'abandon du pâturage dans des zones les plus éloignées. Une autre dimension de l'impact des grands carnivores se traduit par une modification du métier de berger avec une augmentation de la charge de travail (prévention et gestion des attaques) estimée par certains auteurs à 6-8h par jour à l'estive (Jallet and Fabre, 2007) : nécessité d'un gardiennage continu, parcase, comptage des animaux, soin des chiens de protection, déclaration des attaques, soins aux animaux blessés. Pour le berger, la prédation s'accompagne également d'une souffrance psychologique importante avec la sensation d'un travail inutile, un surcroît de stress, un sentiment d'incompréhension... (Grandmougin *et al.*, 2010). Du point de vue des bergers, ce sentiment d'incompréhension est accentué par le changement de regard porté par la société sur leur activité. Considérés il y a peu comme indispensables à l'entretien d'écosystèmes assumés comme anthropisés, ils se voient aujourd'hui pointés du doigt comme perturbant la "naturalité" de ces mêmes milieux et sommés de s'adapter (Vincent, 2011). Le retour du loup est à la fois vécu comme un symptôme et une cause de la déprise agricole en zone de montagne et devient le symbole de la perte de contrôle de l'élevage sur ces milieux (Lescureux and Linnell, 2010).

S'il est indéniable que le loup a un impact réel sur les troupeaux, il est nécessaire de rappeler que cet impact s'inscrit dans un contexte de crise profonde de la filière ovine. La question est alors de savoir si le loup constitue à lui seul une menace suffisante pour mettre en péril les systèmes d'élevage ou s'il n'est pas plutôt un révélateur des limites des profondes transformations que la filière ovine a subit au cours des dernières décennies (Benhammou, 2007).

4.5.2.4 Incertitudes

Le paradigme dominant la modernisation agricole post-deuxième guerre mondiale a consisté à s'affranchir de la variabilité environnementale. De ce fait, diversité et variabilité ont longtemps été considérées comme des contraintes dont l'agriculture devait tenter de s'affranchir. Aujourd'hui, avec la montée en puissance de l'agroécologie et de l'agriculture de précision, ces notions reviennent au centre du débat et sont de plus en plus considérées comme des atouts. La biodiversité en particulier est présentée comme source de nombreux bénéfices pour l'élevage. Comme on l'a vu, certains de ces atouts de la biodiversité sont bien documentés mais des trous de connaissances et des controverses demeurent.

Sur le plan de l'effet de la diversité domestique intra-spécifique, une lacune importante tient à l'absence d'indicateurs fiables et reconnus pour évaluer des services écosystémiques autres que la fourniture de produits alimentaires. La définition de tels indicateurs permettrait de mieux intégrer les attentes vis-à-vis de ces services écosystémiques dans un objectif de sélection. Une fois de tels indicateurs définis, un deuxième niveau de complexité d'établir le lien entre ces indicateurs, les fonctions biologiques sous-jacentes et leurs déterminants génétiques. Aujourd'hui, les outils de la génomique permettent de décrypter le génome et détecter les signatures de sélection ; ils permettraient ainsi de mieux caractériser les atouts des races locales pour leurs services écosystémiques mais leur utilisation dans cette optique se heurte, entre autres, à cette difficulté d'une définition claire des fonctions et aptitudes recherchées (Tixier-Boichard *et al.*, 2015).

Sur le plan de l'effet de la diversité interspécifique, les principales limites à ces travaux tiennent au faible nombre d'études qui se sont intéressées au pâturage mixte. Le pâturage mixte reste une pratique d'élevage peu étudiée et le nombre d'études scientifiques reste limité, en parallèle le nombre de configurations de systèmes de pâturage mixte est extrêmement important à cause du choix des espèces (bovins, ovins, caprins), du mode d'associations possible (pâturage simultané ou successif) et de la proportion de chaque espèce. Il en découle une grande difficulté à comparer les études les unes avec les autres (d'Alexis *et al.*, 2012). Le pâturage mixte par différentes espèces d'herbivores est également présenté comme une stratégie pour mieux concilier l'élevage et la conservation de la biodiversité (De Gabriel *et al.*, 2011; Fraser *et al.*, 2014 ; Kampf, 2002), mais la pression de pâturage ainsi que le mode de gestion optimaux pour atteindre les objectifs de conservation de la biodiversité restent controversés. Une lacune supplémentaire dans la littérature a trait au manque d'études relatives aux effets négatifs associés au pâturage mixte (par exemple transmission de maladies).

Sur le plan de la biodiversité floristique des prairies, les lacunes et controverses sont de plusieurs ordres. Tout d'abord, la gestion de prairies plurispécifiques complexes s'avère plus difficile que celle de prairies mono-spécifiques car il est nécessaire de penser les pratiques de fauche et de pâturage (fréquence de prélèvement, fertilisation, etc...) à la fois par rapport aux nécessités de production et par rapport au maintien de la composition de la communauté végétale. A l'effet des pratiques s'ajoutent les variations climatiques au cours de l'année qui modifient les proportions des différentes espèces dans la communauté végétale (Lüscher *et al.*, 2005), ce qui peut faire varier de manière indésirable la qualité du fourrage récolté. En agriculture intensive, les avantages agronomiques et écologiques des prairies plurispécifiques sont donc confrontés à des arguments d'opérationnalité en faveur des monocultures. Enfin, un débat demeure quant à l'effet de la diversité proprement dite. En effet, l'augmentation expérimentale de la diversité par assemblage aléatoire d'un nombre croissant d'espèces augmente la probabilité de présence d'espèces facilitantes comme les fabacées, ou d'espèces très productives dans le mélange. Il ne s'agit alors plus d'un effet du nombre d'espèces en soi mais d'un effet d'une espèce particulière. Connu sous le terme de « sampling effect », cet effet traduit la plus grande probabilité de présence de traits particuliers dans la communauté lorsque la taille de la communauté augmente. C'est le cas par exemple pour la capacité de fixer l'azote atmosphérique (présence/absence de fabacée ; (De Deyn *et al.*, 2011).

De plus, une controverse existe quant aux risques de lixiviation dans les prairies pluri-spécifiques. En augmentant la production primaire en comparaison aux monocultures, les prairies plurispécifiques peuvent augmenter la capture d'azote de sources non-symbiotique (sol, fertilisant; Nyfeler *et al.*, 2011) et ne semblent donc pas augmenter le risque de perte en nitrates par lixiviation malgré l'azote atmosphérique fixé par les légumineuses (Nyfeler, 2009). Les résultats disponibles par rapport à la lixiviation sous prairies plurispécifiques contenant des légumineuses sont cependant contradictoires, les pertes en nitrate ayant, en effet, parfois été mesurées aussi faibles que sous des monocultures de graminées (Hooper *et al.*, 2005 ; Loiseau *et al.*, 2001) mais d'autres fois plus élevées (Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003). L'optimum entre production, proportion en légumineuses et diminution des pertes en nitrate reste donc controversé (Lüscher *et al.*, 2005).

Une dernière controverse, de nature plus théorique, tient à la compréhension des mécanismes biologiques sous-jacents aux effets de complémentarité observés. La complémentarité de niches est difficile à appréhender et à mesurer. Une des hypothèses de mécanisme pour cette complémentarité est la distribution différentielle des racines dans le sol selon les espèces. Néanmoins, les études qui ont tenté de mesurer ce phénomène n'ont pas pu le mettre en évidence (Mommer *et al.*, 2010 ; Ravenek *et al.*, 2014; von Felten *et al.*, 2012). L'une des options pour caractériser les niches écologiques passe par la mesure des traits fonctionnels, la divergence des traits dans un mélange donnant alors une estimation de la diversité fonctionnelle (Schleuter *et al.*, 2010). La diversité fonctionnelle mesure la distribution et l'étendue des traits fonctionnels des organismes dans la communauté et informe donc à la fois sur la complémentarité et sur la redondance des espèces dans un mélange. La diversité fonctionnelle apparaît être un aspect de la diversité plus pertinent que la diversité spécifique dans un objectif d'amélioration de la productivité. Elle se réfère directement au fonctionnement de l'écosystème et intègre des effets liés à la diversité spécifique et génotypique dans une même mesure. L'identification de traits pertinents pour mesurer cette diversité fonctionnelle est un pré-requis pour le choix des mélanges de semis. En combinaison avec l'approfondissement des connaissances sur les contrastes de traits permettant d'obtenir une améliorations des performances des prairies, cela permettra de développer des règles d'assemblage d'espèces conduisant à une efficacité accrue pour le développement de mélanges fourragers ainsi que de variétés utilisées en mélanges (Litrico and Violle, 2015; Prieto *et al.*, 2015).

Au-delà de la dimension productive des prairies, les autres dimensions de la performance restent peu étudiées. En effet, les effets de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes concernent également de nombreuses dimensions relatives à la multifonctionnalité des prairies (Balvanera *et al.*, 2006 ; Hector and Bagchi, 2007). Peu d'études se sont penchées sur la quantification de cette multifonctionnalité pour les prairies (Zavaleta *et al.*, 2010). Isbell *et al.*, s'appuyant sur 17 expériences, ont modélisé l'effet de la biodiversité des prairies sur le fonctionnement et les services qu'elles rendent (Isbell *et al.*, 2011). Il en ressort que si, pour une fonction donnée et à un instant donné, il existe une redondance fonctionnelle entre les espèces, un grand nombre d'espèces est nécessaire au bon fonctionnement de l'écosystème dès lors que l'on considère plusieurs fonctions sur le long terme. Sur le plan de la production, la diversité et plus exactement la présence d'autres espèces que les poacées productives, modifie la qualité nutritive et sanitaire. La valeur énergétique, la valeur azotée, la digestibilité, l'encombrement et la teneur en éléments minéraux sont autant de critères de valeur nutritive des fourrages qui dépendent de la composition chimique des végétaux et donc qui varient en fonction des espèces, du moins en fonction des familles botaniques (Baumont *et al.*, 2009). Les méthodes se développent afin d'intégrer les variations d'un ensemble de fonctions (Dooley *et al.*, 2015) et devraient permettre de mieux intégrer la multifonctionnalité dans l'évaluation des effets de la diversité des espèces fourragères.

Plus particulièrement, la question de la qualité des produits animaux associés à l'utilisation de prairies diversifiées reste un sujet de controverses. Le corpus de littérature montre clairement que la composition botanique de l'herbe affourragée impacte son ingestion, les performances des ruminants ainsi que la qualité du

lait et de la viande produits. Cependant, la relation entre diversité végétale des prairies et la qualité des produits animaux est compliquée par le fait que la diversité végétale est en général fortement influencée par des facteurs pouvant influencer eux-mêmes directement la qualité des produits, comme l'intensité d'utilisation des prairies (et donc le stade phénologique de la végétation mise à disposition des animaux ; (Farruggia *et al.*, 2014)) et l'altitude (par le biais du bilan énergétique des animaux ; (Leiber *et al.*, 2005)). La complexité de ces interactions fait que c'est la présence d'espèces ou de groupes d'espèces avec des propriétés particulières plutôt qu'un effet de la diversité végétale en soi qui a pu être mise en évidence, et qu'un optimum de cette diversité pour les performances animales et la qualité des produits ne peut pas encore être défini.

Enfin, de nombreux travaux restent à conduire dans le domaine du lien entre composition du fourrage et production animale. Les principales études qui se sont intéressées à l'effet de la diversité sur la qualité sanitaire du fourrage se sont focalisées sur quelques espèces seulement ou n'ont différencié que les grands groupes fonctionnels, c'est-à-dire poacées, fabacées et dicotylédones non fixatrices d'azote. L'intérêt de la diversification des prairies est bien identifié par la présence de quelques espèces clés comme le sainfoin ou le lotier, il reste à explorer des espèces représentant un intérêt moindre d'un point de vue nutritif mais qui pourraient avoir un intérêt zootechnique ou un intérêt dans la qualité des produits issus de l'élevage.

4.5.3 Conclusions

Les relations entre élevage et biodiversité sont complexes. L'intensification des pratiques d'élevage, comme des autres formes d'agriculture a entraîné de forts impacts négatifs sur la biodiversité. Cependant, en entretenant des milieux particuliers tels que les prairies naturelles, l'élevage joue un rôle majeur dans le maintien d'écosystèmes caractéristiques. En retour, l'élevage peut bénéficier de certaines formes de biodiversité, mais cet effet n'est pas systématique, certaines espèces impactant à leur tour négativement l'activité d'élevage. En ce sens, une vision agroécologique des systèmes d'élevage ne peut se résumer à une maximisation de la biodiversité (si tant est que cela ait un sens, voir chapitre 2) qui entrainerait mécaniquement une situation gagnant-gagnant. Les systèmes d'élevage agroécologiques (qui restent encore largement à inventer) s'appuieront sur des configurations de biodiversité spécifiques, à définir selon les objectifs du système et le contexte pédoclimatique. Bien qu'a priori plus favorables à l'environnement, de tels systèmes ne garantissent cependant en rien le maintien de telle ou telle espèce particulière.

Références bibliographiques

Agreil, C.; Magda, D.; Meuret, M.; Hazard, L.; Osty, P.L., 2010. *When sheep and shrub make peace on rangelands: linking the dynamics of ruminant feeding behavior and dominant shrub responses on rangeland*. Hauppauge: Nova Science Publishers, Inc (*Horizons in Earth Science Research*, Vol 1), 383-401.

Agroscope, 2015. *Apports alimentaires recommandés et tables de la valeur nutritive pour les ruminants (Livre vert)*. Posieux (Suisse): Agroscope.
<http://www.agroscope.admin.ch/futtermitteldatenbank/04834/index.html?lang=fr>

Andrieu, N.; Josien, E.; Duru, M., 2007. Relationships between diversity of grassland vegetation, field characteristics and land use management practices assessed at the farm level. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (2-4): 359-369. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.022>

Anthelme, F.; Grossi, J.L.; Brun, J.J.; Didier, L., 2001. Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management*, 145 (1-2): 57-65. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00574-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00574-0)

Anthelme, F.; Villaret, J.C.; Brun, J.J., 2007. Shrub encroachment in the Alps gives rise to the convergence of sub-alpine communities on a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, 18 (3): 355-362. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02547.x>

Audiot, A., 1995. *Races d'hier pour l'élevage de demain*. Editions Quae, 229 p.

Audiot, A.; Lauvie, A.; Danchin-Burge, C.; Bougler, J., 2005. Races domestiques en péril : 30 ans de sauvegarde-Bilan rétrospectif français. *Ethnozootechnie*, (76): 21-37.

Aviron, S.; Kindlmann, P.; Burel, F., 2007. Conservation of butterfly populations in dynamic landscapes: The role of farming practices and landscape mosaic. *Ecological Modelling*, 205 (1-2): 135-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.02.012>

Aviron, S.; Nitsch, H.; Jeanneret, P.; Buholzer, S.; Luka, H.; Pfiffner, L.; Pozzi, S.; Schupbach, B.; Walter, T.; Herzog, F., 2009. Ecological cross compliance promotes farmland biodiversity in Switzerland. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (5): 247-252. <http://dx.doi.org/10.1890/070197>

Avon, L. Races domestiques en péril : les bovins. *Ethnozootechnie*, 33.

Baldi, A.; Batary, P.; Kleijn, D., 2013. Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary - analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 28-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>

Balvanera, P.; Pfisterer, A.B.; Buchmann, N.; He, J.S.; Nakashizuka, T.; Raffaelli, D.; Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9 (10): 1146-1156. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>

Baudry, J.; Bunce, R.G.H.; Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60 (1): 7-22. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2000.0358>

Baumont, R.; Aufrère, J.; Meschy, F., 2009. La valeur alimentaire des fourrages : rôle des pratiques de culture, de récolte et de conservation. *Fourrages*, (198): 153-173. <http://www.afpf-asso.org/files/fourrages/articles/198-Baumont.pdf>

- Baur, B.; Joshi, J.; Schmid, B.; Hanggi, A.; Borcard, D.; Stary, J.; PedrolíChristen, A.; Thommen, G.H.; Luka, H.; Rusterholz, H.P.; Oggier, P.; Ledergerber, S.; Erhardt, A., 1996. Variation in species richness of plants and diverse groups of invertebrates in three calcareous grasslands of the Swiss Jura mountains. *Revue Suisse De Zoologie*, 103 (4): 801-833. http://www.academia.edu/download/44408576/Variation_in_species_richness_of_plants_20160404-8188-tbnje.pdf
- Beintema, A.J.; Muskens, G., 1987. Nesting Success of Birds Breeding in Dutch Agricultural Grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 24 (3): 743-758. <http://dx.doi.org/10.2307/2403978>
- Benhammou, F., 2003. Les grands prédateurs contre l'environnement? Faux enjeux pastoraux et débat sur l'aménagement des territoires de montagne. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 48: 5-12.
- Benhammou, F., 2007. *Crier au loup pour avoir la peau de l'ours*. Docteur de l'École nationale du génie rural, des eaux et forêts de Paris, spécialité Sciences de l'environnement, mention Géographie. ENGREF, Paris. 639 p.
- Benton, T.G.; Bryant, D.M.; Cole, L.; Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39 (4): 673-687. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x>
- Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (4): 182-188. [http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347\(03\)00011-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00011-9)
- Beynon, S.A.; Peck, M.; Mann, D.J.; Lewis, O.T., 2012. Consequences of alternative and conventional endoparasite control in cattle for dung-associated invertebrates and ecosystem functioning. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 162: 36-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.010>
- Bolaric, S.; Barth, S.; Melchinger, A.E.; Posselt, U.K., 2005. Molecular genetic diversity within and among German ecotypes in comparison to European perennial ryegrass cultivars. *Plant Breeding*, 124 (3): 257-262. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0523.2005.01108.x>
- Bonnet, T.; Crespin, L.; Pinot, A.; Bruneteau, L.; Bretagnolle, V.; Gauffre, B., 2013. How the common vole copes with modern farming: Insights from a capture-mark-recapture experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 177: 21-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.005>
- Bostedt, G.; Grahm, P., 2008. Estimating cost functions for the four large carnivores in Sweden. *Ecological Economics*, 68 (1-2): 517-524. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.05.008>
- Brazauskas, G.; Lenk, I.; Pedersen, M.G.; Studer, B.; Lubberstedt, T., 2011. Genetic variation, population structure, and linkage disequilibrium in European elite germplasm of perennial ryegrass. *Plant Science*, 181 (4): 412-420. <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2011.06.013>
- Bretagnolle, V.; Gauffre, B.; Meiss, H.; Badenhäusser, I., 2011a. The Role of Grassland Areas within Arable Cropping Systems for the Conservation of Biodiversity at the Regional Level. *Grassland Productivity and Ecosystem Services*: 251-260.
- Bretagnolle, V.; Villers, A.; Denonfoux, L.; Cornulier, T.; Inchausti, P.; Badenhäusser, I., 2011b. Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards *Tetrax tetrax* following provision of alfalfa through an agri-environment scheme. *Ibis*, 153 (1): 4-13. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01092.x>
- BRG, 2006. *Les ressources génétiques à l'orée de temps nouveaux*. Paris: BRG, 41 p.

Brunschwig, G.; Pinot, A.; Brosse-Genevet, E.; Garde, L., 2001. Predation impacts due to dogs on sheep herds in wolf-free areas: a synthesis based on surveys in eleven breeding territories in France. In: Baumont, R.; Carrere, P.; Jouven, M.; Lombardi, G.; Lopez-Francos, A.; Martin, B.; Peeters, A.; Porqueddu, C., eds. *Forage resources and ecosystem services provided by mountain and Mediterranean grasslands and rangelands*. (Options Méditerranéennes Serie A: Mediterranean Seminars), 645-650. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a109/a109.pdf>

Bühlmann, T.; Hiltbrunner, E.; Korner, C., 2014. *Alnus viridis* expansion contributes to excess reactive nitrogen release, reduces biodiversity and constrains forest succession in the Alps. *Alpine Botany*, 124 (2): 187-191. <http://dx.doi.org/10.1007/s00035-014-0134-y>

Burel, F.; Aviron, S.; Baudry, J.; Le Féon, V.; Vasseur, C., 2013. The structure and dynamics of agricultural landscapes as drivers of biodiversity. In: Fu, B.; Jones, B.K.E., eds. *Landscape ecology for sustainable environment and culture*. Springer, 285-308.

Buri, P.; Humbert, J.-Y.; Arlettaz, R., 2014. Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: Field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *Plos One*, 9 (1): e85635. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0085635>

Cabaret, J., 2011. Gestion durable des strongyloses chez le cheval à l'herbe : réduire le niveau d'infestation tout en limitant le risque de résistance aux anthelminthiques. *Fourrages*, (207): 215-220. <http://www.afpf-asso.org/download.php?type=1&id=1851&statut=0>

Cadotte, M.W., 2013. Experimental evidence that evolutionarily diverse assemblages result in higher productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (22): 8996-9000. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1301685110>

Callaway, R.M., 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, 112 (2): 143-149. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050293>

Cardinale, B.J.; Gross, K.; Fritschie, K.; Flombaum, P.; Fox, J.W.; Rixen, C.; van Ruijven, J.; Reich, P.B.; Scherer-Lorenzen, M.; Wilsey, B.J., 2013. Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. *Ecology*, 94 (8): 1697-1707. <http://dx.doi.org/10.1890/12-1334.1>

Colleau, J.J.; Fritz, S.; Guillaume, F.; Baur, A.; Dupassieux, D.; Boscher, M.Y.; Journaux, L.; Eggen, A.; Boichard, D., 2009. Simulation des potentialités de la sélection génomique chez les bovins laitiers. *Rencontres Recherche Ruminants* p. 419.

Coppa, M.; Martin, B.; Pradel, P.; Leotta, B.; Priolo, A.; Vasta, V., 2011. Effect of a Hay-Based Diet or Different Upland Grazing Systems on Milk Volatile Compounds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59 (9): 4947-4954. <http://dx.doi.org/10.1021/jf2005782>

Cortes, C.; Damasceno, J.C.; Jamot, J.; Prache, S., 2006. Ewes increase their intake when offered a choice of herbage species at pasture. *Animal Science*, 82: 183-191. <http://dx.doi.org/10.1079/asc200527>

d'Alexis, S.; Mahieu, M.; Jackson, F.; Boval, M., 2012. Cross-infection between tropical goats and heifers with *Haemonchus contortus*. *Veterinary Parasitology*, 184 (2-4): 384-386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2011.08.030>

d'Alexis, S.; Sauvant, D.; Boval, M., 2014. Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: a quantitative review. *Journal of Agricultural Science*, 152 (4): 655-666. <http://dx.doi.org/10.1017/s0021859613000622>

D'Hour, P.; Revilla, R.; Wright, I.A., 1998. Possible adjustments of suckler herd management to extensive situations. *Annales De Zootechnie*, 47 (5-6): 453-463. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:19980512>

Danchin-Burge, C., 2012. *Combinaison de stratégies in situ et ex situ pour la gestion durable de la variabilité génétique des populations animales*. AgroParisTec, Paris.

Danchin-Burge, C., 2014. Setting up an observatory of the genetic variability of ruminants and equids breeds: first results based on pedigree and SNP information. *10th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. Vancouver, August 17-22, 2014. Asas.

Danchin-Burge, C.; Leroy, G.; Brochard, M.; Moureaux, S.; Verrier, E., 2012. Evolution of the genetic variability of eight French dairy cattle breeds assessed by pedigree analysis. *Journal of Animal Breeding and Genetics*, 129 (3): 206-217. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0388.2011.00967.x>

Darwin, C., 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. London: J. Murray.

De Deyn, G.B.; Shiel, R.S.; Ostle, N.J.; McNamara, N.P.; Oakley, S.; Young, I.; Freeman, C.; Fenner, N.; Quirk, H.; Bardgett, R.D., 2011. Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 600-608. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01925.x>

De Gabriel, J.L.; Albon, S.D.; Fielding, D.A.; Riach, D.J.; Westaway, S.; Irvine, R.J., 2011. The presence of sheep leads to increases in plant diversity and reductions in the impact of deer on heather. *Journal of Applied Ecology*, 48 (5): 1269-1277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02032.x>

Deverre, C., 1999. Le loup (le retour) et l'agneau (le départ?). *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 36: 67-68.

Deverre, C.; Meuret, M.; Chabert, J.P., 2003. Répliques de trois chercheurs de l'INRA Écodéveloppement Avignon. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 49. <http://www.inra.fr/dpenv/ope-c49.htm#loup>

Dooley, A.; Isbell, F.; Kirwan, L.; Connolly, J.; Finn, J.A.; Brophy, C., 2015. Testing the effects of diversity on ecosystem multifunctionality using a multivariate model. *Ecology Letters*, 18 (11): 1242-1251. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12504>

Ducrocq, V., 2010. Sustainable dairy cattle breeding: illusion or reality. *9th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. Leipzig, n.p.

Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002418>

Dumont, B.; Rook, A.J.; Coran, C.; Rover, K.U., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science*, 62 (2): 159-171. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00572.x>

Dumont, B.; Rossignol, N.; Loucougaray, G.; Carrère, P.; Chadœuf, J.; Fleurance, G.; Bonis, A.F., A.; Gaucherand, S.; Ginane, C.; Louault, F.; Marion, B.; Mesleard, F.; Yavercovski, N., 2012. When does grazing

generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153: 50-56.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.003>

Durant, D.; Tichit, M.; Fritz, H.; Kerneis, E., 2008a. Field occupancy by breeding lapwings *Vanellus vanellus* and redshanks *Tringa totanus* in agricultural wet grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 128 (3): 146-150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.013>

Durant, D.; Tichit, M.; Kerneis, E.; Fritz, H., 2008b. Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. *Biodiversity and Conservation*, 17 (9): 2275-2295. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9310-3>

Duru, M.; Cruz, P.; Theau, J.P., 2010. A simplified method for characterising agronomic services provided by species-rich grasslands. *Crop & Pasture Science*, 61 (5): 420-433. <http://dx.doi.org/10.1071/cp09296>

Duru, M.; Tallowin, J.; Cruz, P., 2005. Functional diversity in low-input grassland farming systems: characterisation, effect and management. In: Lillak, R.; Viiralt, R.; Linke, A.; Geherman, V., eds. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*. Tartu: Estonian Grassland Society-EGS (Grassland Science in Europe), 199-210.

Duru, M.; Theau, J.P.; Martin, G., 2015. A methodological framework to facilitate analysis of ecosystem services provided by grassland-based livestock systems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11 (2): 128-144. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2015.1030695>

Espuno, N.; Lequette, B.; Poulle, M.L.; Migot, P.; Lebreton, J.D., 2004. Heterogeneous response to preventive sheep husbandry during wolf recolonization of the French Alps. *Wildlife Society Bulletin*, 32 (4): 1195-1208. [http://dx.doi.org/10.2193/0091-7648\(2004\)032\[1195:hrtphj\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032[1195:hrtphj]2.0.co;2)

Essl, F.; Dirnbock, T., 2012. What determines Orthoptera species distribution and richness in temperate semi-natural dry grassland remnants? *Biodiversity and Conservation*, 21 (10): 2525-2537. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0315-1>

FAO, 2004. *Lignes directrices secondaires pour le développement de plans de gestion des ressources génétiques animales au niveau national*. Roma: FAO publications, (W9361).

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Farruggia, A.; Dumont, B.; Scohier, A.; Leroy, T.; Pradel, P.; Garel, J.P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67 (1): 136-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>

Farruggia, A.; Martin, B.; Baumont, R.; Prache, S.; Doreau, M.; Hoste, H.; Durand, D., 2008. Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *INRA Productions Animales*, 21 (2): 181-199. https://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3324/33771/version/1/file/Prod_Anim_2008_21_2_04.pdf

Farruggia, A.; Pomies, D.; Coppa, M.; Ferlay, A.; Verdier-Metz, I.; Le Morvan, A.; Bethier, A.; Pompanon, F.; Troquier, O.; Martin, B., 2014. Animal performances, pasture biodiversity and dairy product quality: How it works in contrasted mountain grazing systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 185: 231-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.001>

Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28 (1): 23-38.

Finck, P.; Riecken, U.; Schroder, E., 2002. Pasture Landscapes and Nature Conservation - New strategies for the preservation of open landscapes in Europe. In: Redecker, B.; Finck, P.; Hardtle, W.; Riecken, U.; Schroder, E., eds. *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Berlin: Springer-Verlag Berlin, 1-13.

Finn, J.A.; Kirwan, L.; Connolly, J.; Sebastia, M.T.; Helgadottir, A.; Baadshaug, O.H.; Belanger, G.; Black, A.; Brophy, C.; Collins, R.P.; Cop, J.; Dalmannsdottir, S.; Delgado, I.; Elgersma, A.; Fothergill, M.; Frankow-Lindberg, B.E.; Ghesquiere, A.; Golinska, B.; Golinski, P.; Grieu, P.; Gustavsson, A.M.; Hoglind, M.; Huguenin-Elie, O.; Jorgensen, M.; Kadziulienė, Z.; Kurki, P.; Llurba, R.; Lunnan, T.; Porqueddu, C.; Suter, M.; Thumm, U.; Luscher, A., 2013. Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: a 3-year continental-scale field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 50 (2): 365-375. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12041>

Fischer, M.; Rudmann-Maurer, K.; Weyand, A.; Stocklin, J., 2008. Agricultural land use and biodiversity in the Alps - How cultural tradition and socioeconomically motivated changes are shaping grassland biodiversity in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development*, 28 (2): 148-155. <http://dx.doi.org/10.1659/mrd.0964>

Fleurance, G.; Duncan, P.; Farruggia, A.; Dumont, B.; Lecomte, T., 2011. Impact du pâturage équin sur la diversité floristique et faunistique des milieux pâturés. *Fourrages*, (207): 189-199. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1848>

Fornara, D.A.; Tilman, D., 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology*, 96 (2): 314-322. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x>

Frankow-Lindberg, B.E.; Dahlin, A.S., 2013. N-2 fixation, N transfer, and yield in grassland communities including a deep-rooted legume or non-legume species. *Plant and Soil*, 370 (1-2): 567-581. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1650-z>

Fraser, M.D.; Moorby, J.M.; Vale, J.E.; Evans, D.M., 2014. Mixed Grazing Systems Benefit both Upland Biodiversity and Livestock Production. *Plos One*, 9 (2): e89054. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0089054>

Fustec, J.; Lesuffleur, F.; Mahieu, S.; Cliquet, J.B., 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 57-66. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009003>

Galvanek, D.; Leps, J., 2008. Changes of species richness pattern in mountain grasslands: abandonment versus restoration. *Biodiversity and Conservation*, 17 (13): 3241-3253. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9424-2>

Gandini, G.; Avon, L.; Bohte-Wilhelmus, D.; Bay, E.; Colinet, F.; Choroszy, Z.; Diaz, C.; Duclos, D.; Fernandez, J.; Gengler, N., 2010. Motives and values in farming local cattle breeds in Europe: a survey on 15 breeds. *Animal Genetic Resources/Ressources génétiques animales/Recursos genéticos animales*, 47: 45-58. <http://dx.doi.org/10.1017/S2078633610000901>

Garde, L.; Bataille, J.F.; Dimanche, M.; Dume, A.; Lapeyronie, P.; Lasseur, J.; Silhol, A., 2007. Protection des troupeaux et gestion pastorale: un compromis souvent difficile pour les exploitations ovines allaitantes des montagnes méditerranéennes françaises. *Rencontres Recherche Ruminants* 169-172. http://www.leseleveursfaceauloup.fr/wp-content/uploads/2015/03/2007_04_pastoralisme_05_Garde.pdf

Garde, L.c., 2012. *Protection des troupeaux contre la prédation*. Coédition Cerpam – Cardère éditeur (Collection "Techniques Pastorales" du Cerpam), 312 p.

Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>

Gautier, M.; Flori, L.; Riebler, A.; Jaffrezic, F.; Laloe, D.; Gut, I.; Moazami-Goudarzi, K.; Foulley, J.L., 2009. A whole genome Bayesian scan for adaptive genetic divergence in West African cattle. *Bmc Genomics*, 10. <http://dx.doi.org/10.1186/1471-2164-10-550>

Genghini, M.; Gellini, S.; Gustin, M., 2006. Organic and integrated agriculture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. *Biodiversity and Conservation*, 15 (9): 3077-3094. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-005-5400-2>

Girard, M.; Dohme-Meier, F.; Silacci, P.; Kragten, S.A.; Kreuzer, M.; Bee, G., 2016. Forage legumes rich in condensed tannins may increase n-3 fatty acid levels and sensory quality of lamb meat. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96 (6): 1923-1933. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.7298>

Grandmougin, B.; Le Mat, O.; Amand, B.; Duprez, C.; Mounet, C., , , 2010. *Évaluation de l'impact Socio - économique du loup sur les systèmes pastoraux dans les Alpes Françaises, Rapport de Phase II: Vers une meilleure compréhension de la relation loup-pastoralisme : Etudes de cas*: Acteon Environment; Cemagref, 194 p. <http://www.pyrenees-pireneus.com/Faune/Loups/Etudes-Reflexions/ACTEon-CEMAGREF/2010-12-00-Loup-pastoralisme-Rapport-phase-II.pdf>

Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>

Grüebler, M.U.; Korner-Nievergelt, F.; von Hirschheydt, J., 2010. The reproductive benefits of livestock farming in barn swallows *Hirundo rustica*: quality of nest site or foraging habitat? *Journal of Applied Ecology*, 47 (6): 1340-1347. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01873.x>

Guesdon, J.-C.; Perrot, C., 2010. Les systèmes de production de lait en France et en Europe: évolution et perspectives. *Bulletin de l'Académie vétérinaire de France*, 163 (1): 67-71. http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/48030/AVF_2010_1_67.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Häring, D.A.; Scharenberg, A.; Heckendorn, F.; Dohme, F.; Luscher, A.; Maurer, V.; Suter, D.; Hertzberg, H., 2008. Tanniferous forage plants: Agronomic performance, palatability and efficacy against parasitic nematodes in sheep. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23 (1): 19-29. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170507002049>

Hauggaard-Nielsen, H.; Lachouani, P.; Knudsen, M.T.; Ambus, P.; Boelt, B.; Gislum, R., 2016. Productivity and carbon footprint of perennial grass-forage legume intercropping strategies with high or low nitrogen fertilizer input. *Science of the Total Environment*, 541: 1339-1347. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.013>

Heams, T.; Verrier, E., 2011. L'animal nécessaire : manger et s'humaniser. *Revue Semestrielle de Droit Animalier*, 1/2011: 173-181. https://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/Heams_2011_RSDA.pdf

Heckendorn, F.; Häring, D.A.; Maurer, V.; Zinsstag, J.; Langhans, W.; Hertzberg, H., 2006. Effect of sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) silage and hay on established populations of *Haemonchus contortus* and *Cooperia curticei* in lambs. *Veterinary Parasitology*, 142 (3-4): 293-300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2006.07.014>

Hector, A.; Bagchi, R., 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448 (7150): 188-U6. <http://dx.doi.org/10.1038/nature05947>

Hector, A.; Bazeley-White, E.; Loreau, M.; Otway, S.; Schmid, B., 2002. Overyielding in grassland communities: testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. *Ecology Letters*, 5 (4): 502-511. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00337.x>

Helmer, D., 1992. *La domestication des animaux par les hommes préhistoriques*. Paris: Masson (Collection Préhistoire), 184 p.

Herold, P.; Roessler, R.; Wiliam, A.; Momm, H.; Zarate, A.V., 2010. Breeding and supply chain systems incorporating local pig breeds for small-scale pig producers in Northwest Vietnam. *Livestock Science*, 129 (1-3): 63-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2010.01.004>

Høgh-Jensen, H.; Nielsen, B.; Thamsborg, S.M., 2006. Productivity and quality, competition and facilitation of chicory in ryegrass/legume-based pastures under various nitrogen supply levels. *European Journal of Agronomy*, 24 (3): 247-256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2005.10.007>

Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J.; Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75 (1): 3-35. <http://dx.doi.org/10.1890/04-0922>

Hoste, H.; Guitard, J.P.; Pons, J.C., 2003. Pâturage mixte entre ovins et bovins intérêt dans la gestion des strongyloses gastro intestinales. *Fourrages*, 176: 425-436. <http://www.afpf-asso.org/download.php?type=1&id=1506&statut=0>

Hoste, H.; Torres-Acosta, J.F.J.; Sandoval-Castro, C.A.; Mueller-Harvey, I.; Sotirakie, S.; Louvandini, H.; Thamsborg, S.M.; Terrill, T.H., 2015. Tannin containing legumes as a model for nutraceuticals against digestive parasites in livestock. *Veterinary Parasitology*, 212 (1-2): 5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.06.026>

Huyghe, C.; De Vliegheer, A.; Van Gils, B.; Peeters, A., 2014. *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Editions Quae, 287 p.

Institut de l'Elevage, 2015. *BGIAP 2014 Bilan génétique des inséminations en races bovines laitières*. Paris: Institut de l'Elevage, 57 p. http://idele.fr/?eID=cmis_download&oldID=workspace://SpacesStore/dcd6ec0d-d527-4663-886a-fa10f4855e96

Isbell, F.; Calcagno, V.; Hector, A.; Connolly, J.; Harpole, W.S.; Reich, P.B.; Scherer-Lorenzen, M.; Schmid, B.; Tilman, D.; van Ruijven, J.; Weigelt, A.; Wilsey, B.J.; Zavaleta, E.S.; Loreau, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477 (7363): 199-U96. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10282>

Jacquot-Gunia, M.; Zerjal, T.; Mandonnet, N.; Verrier, E., 2010. Les facteurs génétiques de la rusticité et la prise en compte de ce caractère en sélection animale. In: Hubert, B.E., ed. *La rusticité : l'animal, la race, le système d'élevage ?* : Cardère éditeur, 25-30.

Jallet, M.; Fabre, P., 2007. Organisation du travail face à la prédation: redéfinition des métiers de l'alpage'. *Loup et Élevage: s'ouvrir à la complexité. Actes du séminaire technique des*, 118-129.

Jeanneret, P.; Huguenin-Elie, O.; Baumgartner, D.; Knuchel, R.; Gaillard, G.; Nemecek, T.; Weibel, P.; Vliegheer, A.d.; Carlier, L., 2007. *Estimation of grassland management impact on biodiversity: Grassland Science in Europe*, (9081100734), 382-385. www.europeangrassland.org/fileadmin/media/EGF2014.pdf

Julier, B.; Lila, M.; Huyghe, C.; Morris, P.; Allison, G.; Robbins, M., 2003. Effet des tannins condensés sur la solubilité des protéines de légumineuses fourragères. *Fourrages*, 175: 373-377. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1501&statut=0>

Jung, L.S.; Eckstein, R.L.; Otte, A.; Donath, T.W., 2012. Above- and below-ground nutrient and alkaloid dynamics in *Colchicum autumnale*: optimal mowing dates for population control or low hay toxicity. *Weed Research*, 52 (4): 348-357. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00923.x>

Kampf, H., 2002. Nature conservation in pastoral landscapes: Challenges, chances and constraints. *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Berlin. Springer-Verlag Berlin, 15-38.

Kampmann, D.; Herzog, F.; Jeanneret, P.; Konold, W.; Peter, M.; Walter, T.; Wildi, O.; Luscher, A., 2008. Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation*, 16 (1): 12-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2007.04.002>

Kessler, W.; Suter, D., 2005. The role of grass-clover mixtures in Swiss agriculture. In: Frankow-Lindberg, B.E.; Collins, R.P.; Lüscher, A.; Sébastia, M.T.; Helgadottir, A. (Eds.) eds. *Adaptation and Management of Forage legumes – Strategies for Improved Reliability in MixedSwards*. Uppsala, Sweden: SLU Service/Repro, 13-20. <http://www.e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:131/eth-131-02.pdf>

Kirwan, L.; Luescher, A.; Sebastia, M.T.; Finn, J.A.; Collins, R.P.; Porqueddu, C.; Helgadottir, A.; Baadshaug, O.H.; Brophy, C.; Coran, C.; Dalmanndottir, S.; Delgado, I.; Elgersma, A.; Fothergill, M.; Frankow-Lindberg, B.E.; Golinski, P.; Grien, P.; Gustavsson, A.M.; Hoglind, M.; Huguenin-Elie, O.; Iliadis, C.; Jorgensen, M.; Kadziulienė, Z.; Karyotis, T.; Lunnan, T.; Malengier, M.; Maltoni, S.; Meyer, V.; Nyfeler, D.; Nykanen-Kurki, P.; Parente, J.; Smit, H.J.; Thumm, U.; Connolly, J., 2007. Evenness drives consistent diversity effects in intensive grassland systems across 28 European sites. *Journal of Ecology*, 95 (3): 530-539. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01225.x>

Kleijn, D.; Kohler, F.; Baldi, A.; Batary, P.; Concepcion, E.D.; Clough, Y.; Diaz, M.; Gabriel, D.; Holzschuh, A.; Knop, E.; Kovacs, A.; Marshall, E.J.P.; Tscharntke, T.; Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 276 (1658): 903-909. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>

Koch, B.; Edwards, P.J.; Blanckenhorn, W.U.; Buholzer, S.; Walter, T.; Wuest, R.O.; Hofer, G., 2013. Vascular plants as surrogates of butterfly and grasshopper diversity on two Swiss subalpine summer pastures. *Biodiversity and Conservation*, 22 (6-7): 1451-1465. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0485-5>

Koch, B.; Edwards, P.J.; Blanckenhorn, W.U.; Walter, T.; Hofer, G., 2015. Shrub encroachment affects the diversity of plants, butterflies, and grasshoppers on two Swiss subalpine pastures. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 47 (2): 345-357. <http://dx.doi.org/10.1657/aaar0013-093>

Lauvie, A.; Audiot, A.; Couix, N.; Casabianca, F.; Brives, H.; Verrier, E., 2011. Diversity of rare breed management programs: Between conservation and development. *Livestock Science*, 140 (1-3): 161-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.025>

Lauvie, A.; Couix, N.; Verrier, E., 2014. No Development, No Conservation: Elements from the Conservation of Farm Animal Genetic Resources. *Society & Natural Resources*, 27 (12): 1331-1338. <http://dx.doi.org/10.1080/08941920.2014.933922>

Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport*

final. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p.

Leiber, F.; Kreuzer, M.; Nigg, D.; Wettstein, H.R.; Scheeder, M.R.L., 2005. A study on the causes for the elevated n-3 fatty acids in cows' milk of alpine origin. *Lipids*, 40 (2): 191-202. <http://dx.doi.org/10.1007/s11745-005-1375-3>

Lescureux, N.; Linnell, J.D., 2010. Les montagnes sont-elles les derniers refuges des grands prédateurs? *Geschichte der Alpen*, 15: : 195-210.

Lesuffleur, F.; Salon, C.; Jeudy, C.; Cliquet, J.B., 2013. Use of a N-15(2) labelling technique to estimate exudation by white clover and transfer to companion ryegrass of symbiotically fixed N. *Plant and Soil*, 369 (1-2): 187-197. <http://dx.doi.org/10.1007/s1104-012-1562-3>

Leymarie, C.; Bouffartigue, B.; Astruc, J.M.; Balden, M.; Barillet, F.; Bibé, B.; Bonnot, A., 2009. Bilan du programme national d'amélioration génétique pour la résistance à la tremblante du cheptel ovin français. *Rencontres Recherche Ruminants* 411-414. http://journées3r.fr/IMG/pdf/2009_12_03_Leymarie.pdf

Lienert, J.; Fischer, M., 2003. Habitat fragmentation affects the common wetland specialist *Primula farinosa* in north-east Switzerland. *Journal of Ecology*, 91 (4): 587-599. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00793.x>

Litrico, I.; Violle, C., 2015. Diversity in Plant Breeding A New Conceptual Framework. *Trends in Plant Science*, 20 (10): 604-613. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2015.07.007>

Loiseau, P.; Carrère, P.; Lafarge, M.; Delpy, R.; Dublanchet, J., 2001. Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. *European Journal of Agronomy*, 14 (2): 113-121. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(00\)00084-8](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(00)00084-8)

Loreau, M.; Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412 (6842): 72-76. <http://dx.doi.org/10.1038/35083573>

Louault, F.; Pillar, V.D.; Aufrère, J.; Garnier, E.; Soussana, J.F., 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16 (2): 151-160. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x>

Lourenco, M.; Van Ranst, G.; De Smet, S.; Raes, K.; Fievez, V., 2007. Effect of grazing pastures with different botanical composition by lambs on rumen fatty acid metabolism and fatty acid pattern of longissimus muscle and subcutaneous fat. *Animal*, 1 (4): 537-545. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731107703531>

Lumaret, J.P.; Errouissi, F., 2002. Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary Research*, 33 (5): 547-562. <http://dx.doi.org/10.1051/vetres:2002038>

Lüscher, A.; Fuhrer, J.; Newton, P.C.D., 2005. *Global atmospheric change and its effect on managed grassland systems*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers (*Grassland: A Global Resource*), 251-264.

Lüscher, A.; Mueller-Harvey, I.; Soussana, J.F.; Rees, R.M.; Peyraud, J.L., 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12124>

MacAdam, J.W.; Villalba, J.J., 2015. Beneficial Effects of Temperate Forage Legumes that Contain Condensed Tannins. *Agriculture-Basel*, 5 (3): 475-491. <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture5030475>

Mace, R.; Houston, A., 1989. Pastoralist strategies for survival in unpredictable environments - A model of herd composition that maximizes household viability. *Agricultural Systems*, 31 (2): 185-204. [http://dx.doi.org/10.1016/0308-521x\(89\)90020-6](http://dx.doi.org/10.1016/0308-521x(89)90020-6)

Malézieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 43-62. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007057>

Manenti, R., 2014. Dry stone walls favour biodiversity: a case-study from the Appennines. *Biodiversity and Conservation*, 23 (8): 1879-1893. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-014-0691-9>

Manning, P.; Gossner, M.M.; Bossdorf, O.; Allan, E.; Zhang, Y.Y.; Prati, D.; Bluthgen, N.; Boch, S.; Bohm, S.; Borschig, C.; Holzel, N.; Jung, K.; Klaus, V.H.; Klein, A.M.; Kleinebecker, T.; Krauss, J.; Lange, M.; Muller, J.; Pasalic, E.; Socher, S.A.; Tschapka, M.; Turke, M.; Weiner, C.; Werner, M.; Gockel, S.; Hemp, A.; Renner, S.C.; Wells, K.; Buscot, F.; Kalko, E.K.V.; Linsenmair, K.E.; Weisser, W.W.; Fischer, M., 2015. Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology*, 96 (6): 1492-1501. <http://dx.doi.org/10.1890/14-1307.1>

Marini, L.; Fontana, P.; Scotton, M.; Klimek, S., 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology*, 45 (1): 361-370. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01402.x>

Martin, B.; Verdier-Metz, I.; Buchin, S.; Hurtaud, C.; Coulon, J.B., 2005. How do the nature of forages and pasture diversity influence the sensory quality of dairy livestock products? *Animal Science*, 81: 205-212. <http://dx.doi.org/10.1079/ASC50800205>

Martin, G.; Cruz, P.; Theau, J.P.; Jouany, C.; Fleury, P.; Granger, S.; Faivre, R.; Balente, G.; Lavorel, S.; Duru, M., 2009a. A multi-site study to classify semi-natural grassland types. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (4): 508-515. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.005>

Martin, G.; Hossard, L.; Theau, J.P.; Therond, O.; Josien, E.; Cruz, P.; Rellier, J.P.; Martin-Clouaire, R.; Duru, M., 2009b. Characterizing potential flexibility in grassland use. Application to the French Aubrac area. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (2): 381-389. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008063>

Mattalia, S.; Barbat, A.; Danchin-Burge, C.; Brochard, M.; Le Mezec, P.; Minéry, S.; Jansen, G.; Van Doormaal, B.; Verrier, E., 2006. La variabilité génétique des huit principales races bovines laitières françaises: quelles évolutions, quelles comparaisons internationales. *Rencontres Recherche Ruminants* 239-246.

McCollin, D.; Jackson, J.I.; Bunce, R.G.H.; Barr, C.J.; Stuart, R., 2000. Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management*, 60 (1): 77-90. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2000.0363>

Médale, F.; Le Boucher, R.; Dupont-Nivet, M.; Quillet, E.; Aubin, J.; Panserat, S., 2013. Des aliments à base de végétaux pour les poissons d'élevage. *INRA Productions Animales*, 26 (4): 303-315. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00200/31166/29565.pdf>

Merot, P.; Bridet-Guillaume, F., 2006. Les bocages armoricains: repères sur l'évolution des thèmes de recherche depuis les années 1960. *Natures Sciences Sociétés*, 14 (1): 43-49. <http://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2006-1-page-43.htm>

Meuret, M.; Chabert, J., 1998. Les éleveurs de loups doivent maîtriser leur métier. *L'Agriculture drômoise*, 1350: p. 9. https://www6.paca.inra.fr/.../file/eleveurs+loups+maitrise+metier_agric+dromoise_199

Miguet, P.; Gaucherel, C.; Bretagnolle, V., 2013. Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation. *Ecological Modelling*, 266: 10-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.06.029>

Milchunas, D.G.; Sala, O.E.; Lauenroth, W.K., 1988. A Generalized-Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. *American Naturalist*, 132 (1): 87-106. <http://dx.doi.org/10.1086/284839>

Mirkena, T.; Duguma, G.; Haile, A.; Tibbo, M.; Okeyo, A.M.; Wurzinger, M.; Solkner, J., 2010. Genetics of adaptation in domestic farm animals: A review. *Livestock Science*, 132 (1-3): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2010.05.003>

Moloney, A.P.; Monahan, F.J.; O., S., 2014. Quality and authenticity of grassland products. *EGF at 50: The Future of European Grasslands, Grassland Science in Europe, Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, 7-11 September 2014*. Aberystwyth, Wales. EGF, 509-520. www.europeangrassland.org/fileadmin/media/EGF2014.pdf

Mommer, L.; van Ruijven, J.; de Caluwe, H.; Smit-Tiekstra, A.E.; Wagemaker, C.A.M.; Ouborg, N.J.; Bogemann, G.M.; van der Weerden, G.M.; Berendse, F.; de Kroon, H., 2010. Unveiling below-ground species abundance in a biodiversity experiment: a test of vertical niche differentiation among grassland species. *Journal of Ecology*, 98 (5): 1117-1127. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01702.x>

Morris, M.G., 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95 (2): 129-142. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00028-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00028-8)

Muller, S., 2002. Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: a case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodiversity and Conservation*, 11 (7): 1173-1184. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1016049605021>

Nemecek, T.; Huguenin-Elie, O.; Dubois, D.; Gaillard, G.; Schaller, B.; Chervet, A., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, 104 (3): 233-245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.007>

Niderkorn, V.; Baumont, R., 2009. Associative effects between forages on feed intake and digestion in ruminants. *Animal*, 3 (7): 951-960. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731109004261>

Niderkorn, V.; Martin, C.; Baumont, R., 2014. Associative effects between forage species on intake and digestive efficiency in sheep. *EGF at 50: The Future of European Grasslands, Grassland Science in Europe, Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, 7-11 September 2014*, 734-736. www.europeangrassland.org/fileadmin/media/EGF2014.pdf

Nolan, T.; Connolly, J., 1989. Mixed vs. monograzing by steers and sheep. *Animal Production*, 48: 519-533. <http://dx.doi.org/10.1017/S0003356100004049>

Nyfeler, D., 2009. *Productivity and nitrogen utilization in productive agricultural grassland: effects of species combinations, species proportions and nitrogen fertilization*. Ph.D. thesis. ETH, Zürich. 179 p.

Nyfeler, D.; Huguenin-Elie, O.; Matthias, S.; Frossard, E.; Luscher, A., 2011. Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 155-163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.022>

Öckinger, E.; Eriksson, A.K.; Smith, H.G., 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133 (3): 291-300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>

Oppermann, R.; Beaufoy, G.; Jones, G., 2012. *High Nature Value Farming in Europe*. Ubstadt-Weiher: Verlag regionalkultur, 544 p.

Palhière, I.; Clément, V.; Martin, P.; Colleau, J.J., 2014. Bilan de la méthode de Sélection à Parenté Minimum après 6 ans d'application dans le schéma de sélection caprin. *Rencontres Recherche Ruminants*, 253-256.

Palmborg, C.; Scherer-Lorenzen, M.; Jumpponen, A.; Carlsson, G.; Huss-Danell, K.; Hogberg, P., 2005. Inorganic soil nitrogen under grassland plant communities of different species composition and diversity. *Oikos*, 110 (2): 271-282. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13673.x>

Paynel, F.; Lesuffleur, F.; Bigot, J.; Diquelou, S.; Cliquet, J.B., 2008. A study of (15)N transfer between legumes and grasses. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (2): 281-290. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007061>

Pornaro, C.; Schneider, M.K.; Macolino, S., 2013. Plant species loss due to forest succession in Alpine pastures depends on site conditions and observation scale. *Biological Conservation*, 161: 213-222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.019>

Prieto, I.; Violle, C.; Barre, P.; Durand, J.L.; Ghesquiere, M.; Litrico, I., 2015. Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. *Nature Plants*, 1. <http://dx.doi.org/10.1038/nplants.2015.33>

Queiroz, C.; Beilin, R.; Folke, C.; Lindborg, R., 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12 (5): 288-296. <http://dx.doi.org/10.1890/120348>

Ramirez-Restrepo, C.A.; Barry, T.N.; Pomroy, W.E.; Lopez-Villalobos, N.; McNabb, W.C.; Kemp, P.D., 2005. Use of *Lotus corniculatus* containing condensed tannins to increase summer lamb growth under commercial dryland farming conditions with minimal anthelmintic drench input. *Animal Feed Science and Technology*, 122 (3-4): 197-217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2005.03.009>

Ravenek, J.M.; Bessler, H.; Engels, C.; Scherer-Lorenzen, M.; Gessler, A.; Gockele, A.; De Luca, E.; Temperton, V.M.; Ebeling, A.; Roscher, C.; Schmid, B.; Weissner, W.W.; Wirth, C.; de Kroon, H.; Weigelt, A.; Mommer, L., 2014. Long-term study of root biomass in a biodiversity experiment reveals shifts in diversity effects over time. *Oikos*, 123 (12): 1528-1536. <http://dx.doi.org/10.1111/oik.01502>

Renaudeau, D.; Collin, A.; Yahav, S.; de Basilio, V.; Gourdière, J.L.; Collier, R.J., 2012. Adaptation to hot climate and strategies to alleviate heat stress in livestock production. *Animal*, 6 (5): 707-728. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731111002448>

Ribeiro-Filho, H.M.N.; Delagarde, R.; Peyraud, J.L., 2003. Inclusion of white clover in strip-grazed perennial ryegrass pastures: herbage intake and milk yield of dairy cows at different ages of pasture regrowth. *Animal Science*, 77: 499-510.

Rischkowsky, B.; Pilling, D., 2007. *The state of the world's animal genetic resources for food and agriculture*. Rome: FAO.

Roca-Fernandez, A.I.; Peyraud, J.L.; Delaby, L.; Lassalas, J.; Delagarde, R., 2014. Interest of multi-species swards for pasture-based milk production systems. *EGF at 50: The Future of European Grasslands, Grassland*

Science in Europe, Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, 7-11 September 2014, 728-730. www.europeangrassland.org/fileadmin/media/EGF2014.pdf

Rollin, O.; Bretagnolle, V.; Fortel, L.; Guilbaud, L.; Henry, M., 2015. Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage. *Biodiversity and Conservation*, 24 (5): 1195-1214. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-014-0852-x>

Rombke, J.; Coors, A.; Fernandez, A.A.; Forster, B.; Fernandez, C.; Jensen, J.; Lumaret, J.P.; Cots, M.A.P.; Liebig, M., 2010. Effects of the parasiticide ivermectin on the structure and function of dung and soil invertebrate communities in the field (Madrid, Spain). *Applied Soil Ecology*, 45 (3): 284-292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.05.004>

Rook, A.J.; Dumont, B.; Isselstein, J.; Osoro, K.; WallisDeVries, M.F.; Parente, G.; Mills, J., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation*, 119 (2): 137-150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>

Roscher, C.; Temperton, V.M.; Scherer-Lorenzen, M.; Schmitz, M.; Schumacher, J.; Schmid, B.; Buchmann, N.; Weisser, W.W.; Schulze, E.D., 2005. Overyielding in experimental grassland communities - irrespective of species pool or spatial scale. *Ecology Letters*, 8 (4): 419-429. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00736.x>

Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2014. Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem. *Agricultural Systems*, 126: 38-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.02.008>

Sabatier, R.; Durant, D.; Hazard, L.; Lauvie, A.; Lecrivain, E.; Magda, D.; Martel, G.; Roche, B.; de Sainte Marie, C.; Teillard, F.; Tichit, M., 2015a. Towards biodiversity-based livestock farming systems: review of evidence and options for improvement. *CAB Reviews*, 10 (20): 1-13. <http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR201510025>

Sabatier, R.; Teillard, F.; Rossing, W.A.H.; Doyen, L.; Tichit, M., 2015b. Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal*, 9 (5): 899-907. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111400281x>

Salvatori, V.; Mertens, A.D., 2012. Damage prevention methods in Europe: experiences from LIFE nature projects. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy*, 23 (1): 73-79. <http://dx.doi.org/10.4404/hystrix-23.1-4548>

Sanderson, M.A.; Goslee, S.C.; Soder, K.J.; Skinner, R.H.; Tracy, B.F.; Deak, A., 2007. Plant species diversity, ecosystem function, and pasture management - A perspective. *Canadian Journal of Plant Science*, 87 (3): 479-487. <http://dx.doi.org/10.4141/P06-135>

Scherer-Lorenzen, M.; Palmborg, C.; Prinz, A.; Schulze, E.D., 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. *Ecology*, 84 (6): 1539-1552. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[1539:tropda\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[1539:tropda]2.0.co;2)

Schleuning, M.; Niggemann, M.; Becker, U.; Matthies, D., 2009. Negative effects of habitat degradation and fragmentation on the declining grassland plant *Trifolium montanum*. *Basic and Applied Ecology*, 10 (1): 61-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2007.12.002>

Schleuter, D.; Daufresne, M.; Massol, F.; Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80 (3): 469-484. <http://dx.doi.org/10.1890/08-2225.1>

Schneider, M.K.; Luscher, G.; Jeanneret, P.; Arndorfer, M.; Ammari, Y.; Bailey, D.; Balazs, K.; Baldi, A.; Choisis, J.P.; Dennis, P.; Eiter, S.; Fjellstad, W.; Fraser, M.D.; Frank, T.; Friedel, J.K.; Garchi, S.; Geijzendorffer, I.R.;

Gomiero, T.; Gonzalez-Bornay, G.; Hector, A.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kakudidi, E.; Kainz, M.; Kovacs-Hostyanszki, A.; Moreno, G.; Nkwiine, C.; Opio, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Pointereau, P.; Pulido, F.J.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Turnbull, L.A.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications*, 5: 4151. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5151>

Scohier, A.; Dumont, B., 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal*, 6 (7): 1129-1138. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731111002618>

Shingfield, K.J.; Bonnet, M.; Scollan, N.D., 2013. Recent developments in altering the fatty acid composition of ruminant-derived foods. *Animal*, 7: 132-162. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112001681>

Simianer, H.; Marti, S.B.; Gibson, J.; Hanotte, O.; Rege, J.E.O., 2003. An approach to the optimal allocation of conservation funds to minimize loss of genetic diversity between livestock breeds. *Ecological Economics*, 45 (3): 377-392. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009\(03\)00092-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(03)00092-2)

Skogen, K.; Mauz, I.; Krange, O., 2008. Cry wolf! Narratives of wolf recovery in France and Norway. *Rural Sociology*, 73 (1): 105-133. <http://dx.doi.org/10.1526/003601108783575916>

Socolow, R.H., 1999. Nitrogen management and the future of food: Lessons from the management of energy and carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96 (11): 6001-6008. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.96.11.6001>

Soder, K.J.; Rook, A.J.; Sanderson, M.A.; Goslee, S.C., 2007. Interaction of plant species diversity on grazing behavior and performance of livestock grazing temperate region pastures. *Crop Science*, 47 (1): 416-425. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2006.01.0061>

Soder, K.J.; Sanderson, M.A.; Stack, J.L.; Muller, L.D., 2006. Intake and performance of lactating cows grazing diverse forage mixtures. *Journal of Dairy Science*, 89 (6): 2158-2167. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72286-X](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72286-X)

Speed, J.D.M.; Austrheim, G.; Hester, A.J.; Myrsetrud, A., 2011. Growth limitation of mountain birch caused by sheep browsing at the altitudinal treeline. *Forest Ecology and Management*, 261 (7): 1344-1352. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.017>

Springbett, A.J.; MacKenzie, K.; Woolliams, J.A.; Bishop, S.C., 2003. The contribution of genetic diversity to the spread of infectious diseases in livestock populations. *Genetics*, 165 (3): 1465-1474. <http://www.genetics.org/content/165/3/1465.short>

Stahl, P.; Ruetten, S.; Gros, L., 2002. Predation on free-ranging poultry by mammalian and avian predators: field loss estimates in a French rural area. *Mammal Review*, 32 (3): 227-234. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2002.00110.x>

Tasser, E.; Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5 (2): 173-184. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x>

Teillard, F.; Antoniucci, D.; Jiguet, F.; Tichit, M., 2014. Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogeneous farmlands: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 176: 243-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.001>

Tichit, M.; Hubert, B.; Doyen, L.; Genin, D., 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. *Animal Research*, 53 (5): 405-417. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2004024>

Tixier-Boichard, M.; Verrier, E.; Rognon, X.; Zerjal, T., 2015. Farm animal genetic and genomic resources from an agroecological perspective. *Frontiers in genetics*, 6: 153. <http://dx.doi.org/10.3389/fgene.2015.00153>

Toro, M.; Fernandez, J.; Caballero, A., 2006. Scientific basis for policies in conservation of farm animal genetic resources. *Proceedings of the 8th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. Belo Horizonte, Brazil, 13–18 August 2006, 7 p. https://www.researchgate.net/profile/Miguel_Toro/publication/237737368_Scientific_Basis_for_Policies_in_Conservation_of_Farm_Animal_Genetic_Resources/links/0c96052dd19fc1b60a000000.pdf

Turner, S.; Waghorn, G.C.; Woodward, S.L.; N.A., T., 2005. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) affect the detailed composition of milk from dairy cows. *New Zealand Society of Animal Production*; 1999, 283-289. <http://www.nzsap.org/system/files/proceedings/2005/ab05058.pdf>

Vallerand, F., 1988. La rusticité, niveaux et méthodes d'approche en milieu réel. In: Hubert, B.; Girault, N.E., eds. *De la touffe au paysage*. Paris: INRA, 85-101.

Vance, C.P., 2001. Symbiotic nitrogen fixation and phosphorus acquisition. *Plant Physiology*, 127 (2): 390-397. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.010331>

Vasseur, C.; Joannon, A.; Aviron, S.; Burel, F.; Meynard, J.M.; Baudry, J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 3-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>

Verrier, E.; Langevin, C.; Quillet, E.; Boudinot, P., 2013. Analyse génétique de la résistance aux rhabdovirus chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). *Virologie*, 17 (6): 426-441. <http://dx.doi.org/10.1684/vir.2013.0541>

Verrier, E.; Le Mezec, P.; Boichard, D.; Mattalia, S., 2010. Évolution des objectifs et des méthodes de sélection des bovins laitiers. *Bulletin de l'Académie vétérinaire de France*, 163: 73-78. http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/48031/AVF_2010_1_73.pdf?sequence=1

Verrier, E.; Tixier-Boichard, M.; Bernigaud, R.; Naves, M., 2005. Conservation and value of local livestock breeds: usefulness of niche products and/or adaptation to specific environments. *Animal Genetic Resources Information*, 36: 21-31. <http://dx.doi.org/10.1.1.606.9309>

Vickery, J.A.; Tallowin, J.R.; Feber, R.E.; Asteraki, E.J.; Atkinson, P.W.; Fuller, R.J.; Brown, V.K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38 (3): 647-664. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>

Vincent, M., 2011. *Les alpages à l'épreuve des loups*. Paris: Editions Quae, 352 p.

von Felten, S.; Niklaus, P.A.; Scherer-Lorenzen, M.; Hector, A.; Buchmann, N., 2012. Do grassland plant communities profit from N partitioning by soil depth? *Ecology*, 93 (11): 2386-2396. <http://dx.doi.org/10.1890/11-1439.1>

Wagner, H.H.; Wildi, O.; Ewald, K.C., 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15 (3): 219-227. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1008114117913>

Wallis De Vries, M.F.; Parkinson, A.E.; Dulphy, J.P.; Sayer, M.; Diana, E., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62 (2): 185-197. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00568.x>

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Vaughan, N., 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40 (6): 984-993. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x>

Wilson, J.D.; Morris, A.J.; Arroyo, B.E.; Clark, S.C.; Bradbury, R.B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 75 (1-2): 13-30. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00064-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00064-x)

Zavaleta, E.S.; Pasari, J.R.; Hulvey, K.B.; Tilman, G.D., 2010. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (4): 1443-1446. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0906829107>

Conclusion générale

Olivier Huguenin-Elie et Luc Delaby

La 1ère partie du chapitre 4 a été structurée en analysant successivement les effets positifs et négatifs de l'élevage sur l'air, l'eau, le sol, l'utilisation des terres et des ressources énergétiques, ainsi que sur la biodiversité. Ceci, afin de discuter en détail les différentes catégories d'impacts relatives aux différents compartiments environnementaux. Chacune de ces parties met cependant en exergue des liens forts entre ces différentes catégories d'impacts, ainsi que de nombreux antagonismes et synergies en relation avec les leviers techniques susceptibles d'améliorer l'empreinte environnementale de l'élevage.

La quantification des effets environnementaux reste encore incertaine dans de nombreux domaines. Il ressort cependant de cette analyse que la volonté de réduire l'empreinte environnementale de l'élevage nécessite à la fois une meilleure quantification des différents flux et la réalisation d'études multicritères intégrant les progrès effectués au niveau de cette quantification. En lien avec les antagonismes, les pratiques d'élevage peuvent être vertueuses par rapport à certains compartiments environnementaux et défavorables pour d'autres. Comme à l'heure actuelle, l'arbitrage entre les impacts sur les différents compartiments environnementaux est très subjectif, il semble pertinent de présenter aux décideurs les résultats non agrégés issus des analyses multicritères.

L'élevage a un impact clairement négatif sur le réchauffement climatique et sur la qualité de l'air, de par sa contribution importante aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre, notamment le méthane, ainsi qu'aux émissions d'ammoniaque. Ces impacts globaux affectent l'ensemble de la société et l'ensemble des territoires. Les émissions de particules en provenance des élevages nuisent également à la qualité de l'air, mais contrairement aux émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniaque, la contribution de l'élevage aux émissions anthropiques de particules est faible et ces émissions concernent avant tout la santé des personnes travaillant dans les élevages confinés.

Les trois sources principales de GES en élevage sont la production des aliments du bétail, la fermentation entérique et le stockage et épandage des effluents. Puisque l'une de ces trois sources principales, la fermentation entérique, ne concerne que les ruminants, la production de viande issue des ruminants émet plus de GES par unité de protéine produite que les monogastriques. Cependant, les systèmes de production de ruminants basés sur les prairies permanentes ont un potentiel important de séquestration durable de carbone et d'ainsi contrebalancer une partie de leurs émissions de GES.

D'après les estimations actuelles, les principaux GES émis par l'élevage au niveau mondial sont le méthane (44% de la quantité totale d'équivalent CO₂ émise par l'élevage), le protoxyde d'azote (29%), puis le dioxyde de carbone (27%).

La définition de stratégies permettant de réduire les émissions de méthane dues aux fermentations entériques doit suivre une approche environnementale de type multicritères. En effet, les leviers bien documentés jusqu'à ce jour entrent fortement en conflit avec d'autres objectifs environnementaux et aboutissent à de probables transferts d'impacts : l'intensification animale, une alimentation basée sur une forte proportion de concentrés ou sur un fourrage pauvre en parois végétales, ainsi qu'une diminution de la consommation de viande de ruminants au profit de viande de monogastriques sont en conflit avec une réduction des impacts environnementaux liés à la production d'aliments, avec la préservation des prairies permanentes, avec la valorisation de territoires inappropriés aux cultures, ainsi qu'avec la séquestration du carbone.

En ce qui concerne le protoxyde d'azote, les principaux leviers sont :

- l'optimisation des quantités (équilibre entre apports azotés et apports d'énergies) et de la qualité des apports azotés dans l'alimentation des animaux, monogastriques comme ruminants, afin de réduire la teneur en azote des déjections,
- l'optimisation de la nutrition azotée des cultures et des prairies par une optimisation de la fertilisation organique et minérale, ainsi que par une utilisation accrue de la fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses.

Une réduction des émissions de protoxyde d'azote pour un niveau de production donné passe donc avant tout par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote qui devrait permettre une diminution des besoins en intrants azotés. La réduction des émissions de protoxyde d'azote ne semble donc pas être en conflit avec d'autres objectifs environnementaux.

Pour l'élevage, le bilan en dioxyde de carbone est plus fortement influencé pas le stockage/déstockage de carbone dans les sols que par la consommation de ressources énergétiques fossiles. Comme, dans les zones à climat tempéré, le sol sous prairies permanentes contient de grande quantité de carbone et en séquestre sur le long terme, les mesures qui visent à la préservation des prairies, et donc à celle des systèmes de production de ruminants pouvant les mettre en valeur, sont des leviers importants à considérer. Afin d'accroître l'efficacité de ces mesures, il est important de s'intéresser à la gestion de ces prairies, car une gestion trop intensive ou trop extensive peut conduire à un bilan carbone neutre voire à une émission nette pour les gestions trop intensives. Améliorer le bilan en carbone des systèmes de production de ruminants permettrait d'améliorer leur bilan GES. Cependant, il existe comme mentionné ci-dessus certains antagonismes entre séquestration du carbone et émissions de méthane. Il y a par contre synergisme avec les aspects de qualité des sols liés à la teneur en matière organique de ceux-ci.

Comme pour le protoxyde d'azote, une réduction des émissions d'ammoniaque pour un niveau de production donné passe par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Mais contrairement au protoxyde d'azote, les quantités d'azote concernées par les émissions d'ammoniaque sont importantes, avec un risque élevé de transferts d'impacts entre ammoniaque et d'autres formes réactives d'azote (nitrates, protoxyde d'azote). Par contre, puisque les émissions d'ammoniaque ont un impact négatif sur les sols (acidification), la qualité de l'air (formation de particules fines) et la biodiversité (eutrophisation des habitats oligotrophes), la réduction des émissions d'ammoniaque permettrait de réduire simultanément plusieurs impacts négatifs de l'élevage. Les leviers concernent principalement l'optimisation de l'alimentation des animaux d'élevage, la conception des bâtiments ainsi que la chaîne de collecte, stockage, traitement et épandage des effluents. Le potentiel de mise en œuvre de ces trois groupes de leviers est toutefois différent pour les élevages porcins, avicoles et bovins. La quantification des réductions possibles avec ces différentes mesures est encore incertaine et l'investissement nécessaire à l'adaptation des bâtiments ou de la chaîne de gestion des effluents reste élevé.

L'élevage contribue de façon majeur à la charge en azote et phosphore des eaux et donc à l'eutrophisation aquatique. De nombreuses mesures ont déjà été prises afin de réduire l'eutrophisation associée à des niveaux de chargement qui dépassent la capacité d'accueil des régions concernées. De ce fait, plusieurs groupes de leviers sont bien documentés et des progrès importants ont déjà été obtenus par les éleveurs européens. La notion de capacité d'accueil est particulièrement importante pour cette catégorie d'impacts puisque ces impacts s'expriment principalement au niveau régional et sont fortement liés aux excédents en nutriments (N, P) en regard du potentiel de production de la zone. Un meilleur couplage entre productions végétales et animales permettrait de mieux mettre en valeur les effluents d'élevage et de ce fait réduire les problèmes d'excédents sans transfert d'impacts sur l'environnement. Ce couplage est en synergie avec le maintien de la qualité physico-chimique et biologique du sol des terres arables grâce aux meilleures possibilités de fertilisation organique et de diversification des rotations, ainsi qu'avec une diversité d'habitats favorable à la biodiversité dans les zones de

culture. Cette stratégie va cependant à l'encontre des stratégies économiques de concentration/agglomération et de positionnement géographique au sein des filières de cultures et d'élevage.

L'élevage impacte le fonctionnement biologique des sols en influençant les modes d'utilisation des sols (cultures, prairies, pâturages), les quantités de matière organique apportées au sol, la compaction du sol (pâturage), et par les différents contaminants déposés sur le sol lors de l'épandage des effluents d'élevage. La connaissance des effets cumulés de ces différents types d'impacts sur la vie du sol est cependant encore trop lacunaire pour pouvoir être conclusive sur un effet globalement positif ou négatif des différents types d'élevage sur le fonctionnement biologique des sols.

L'élevage joue un rôle clairement ambivalent pour la conservation de la biodiversité. En effet, beaucoup de systèmes d'élevages comportent à la fois des aspects favorables et défavorables la biodiversité. Ceux-ci peuvent se situer au sein d'une même région ou dans des régions plus distantes (délocalisation).

De manière générale, il existe une très grande variabilité des effets environnementaux positifs et négatifs au sein des systèmes d'élevage. Les différences entre systèmes d'élevage ne sont pas toujours claires et parfois moins importantes qu'intra systèmes. Elles peuvent également varier selon les échelles de temps et d'espace considérées (Schneider et al., 2014). Il existe donc un continuum de l'empreinte environnementale des élevages. Cela implique la nécessité de mise en œuvre de certains leviers avec un grain nettement plus fin que celui suggéré par la seule analyse des grands types de systèmes d'élevage.

Gomiero, T.; Gonzalez-Bornay, G.; Hector, A.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kakudidi, E.; Kainz, M.; Kovacs-Hostyanszki, A.; Moreno, G.; Nkwiine, C.; Opio, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Pointereau, P.; Pulido, F.J.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Turnbull, L.A.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications*, 5: 4151. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5151>

Scohier, A.; Dumont, B., 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal*, 6 (7): 1129-1138. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731111002618>

Shingfield, K.J.; Bonnet, M.; Scollan, N.D., 2013. Recent developments in altering the fatty acid composition of ruminant-derived foods. *Animal*, 7: 132-162. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112001681>

Simianer, H.; Marti, S.B.; Gibson, J.; Hanotte, O.; Rege, J.E.O., 2003. An approach to the optimal allocation of conservation funds to minimize loss of genetic diversity between livestock breeds. *Ecological Economics*, 45 (3): 377-392. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009\(03\)00092-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(03)00092-2)

Skogen, K.; Mauz, I.; Krange, O., 2008. Cry wolf! Narratives of wolf recovery in France and Norway. *Rural Sociology*, 73 (1): 105-133. <http://dx.doi.org/10.1526/003601108783575916>

Socolow, R.H., 1999. Nitrogen management and the future of food: Lessons from the management of energy and carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96 (11): 6001-6008. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.96.11.6001>

Soder, K.J.; Rook, A.J.; Sanderson, M.A.; Goslee, S.C., 2007. Interaction of plant species diversity on grazing behavior and performance of livestock grazing temperate region pastures. *Crop Science*, 47 (1): 416-425. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2006.01.0061>

Soder, K.J.; Sanderson, M.A.; Stack, J.L.; Muller, L.D., 2006. Intake and performance of lactating cows grazing diverse forage mixtures. *Journal of Dairy Science*, 89 (6): 2158-2167. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72286-X](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72286-X)

Speed, J.D.M.; Austrheim, G.; Hester, A.J.; Myrsetrud, A., 2011. Growth limitation of mountain birch caused by sheep browsing at the altitudinal treeline. *Forest Ecology and Management*, 261 (7): 1344-1352. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.017>

Springbett, A.J.; MacKenzie, K.; Woolliams, J.A.; Bishop, S.C., 2003. The contribution of genetic diversity to the spread of infectious diseases in livestock populations. *Genetics*, 165 (3): 1465-1474. <http://www.genetics.org/content/165/3/1465.short>

Stahl, P.; Ruetten, S.; Gros, L., 2002. Predation on free-ranging poultry by mammalian and avian predators: field loss estimates in a French rural area. *Mammal Review*, 32 (3): 227-234. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2002.00110.x>

Tasser, E.; Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5 (2): 173-184. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x>

Teillard, F.; Antoniucci, D.; Jiguet, F.; Tichit, M., 2014. Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogeneous farmlands: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 176: 243-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.001>

Tichit, M.; Hubert, B.; Doyen, L.; Genin, D., 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. *Animal Research*, 53 (5): 405-417. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2004024>

Tixier-Boichard, M.; Verrier, E.; Rognon, X.; Zerjal, T., 2015. Farm animal genetic and genomic resources from an agroecological perspective. *Frontiers in genetics*, 6: 153. <http://dx.doi.org/10.3389/fgene.2015.00153>

Toro, M.; Fernandez, J.; Caballero, A., 2006. Scientific basis for policies in conservation of farm animal genetic resources. *Proceedings of the 8th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. Belo Horizonte, Brazil, 13–18 August 2006, 7 p. https://www.researchgate.net/profile/Miguel_Toro/publication/237737368_Scientific_Basis_for_Policies_in_Conservation_of_Farm_Animal_Genetic_Resources/links/0c96052dd19fc1b60a000000.pdf

Turner, S.; Waghorn, G.C.; Woodward, S.L.; N.A., T., 2005. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) affect the detailed composition of milk from dairy cows. *New Zealand Society of Animal Production*; 1999, 283-289. <http://www.nzsap.org/system/files/proceedings/2005/ab05058.pdf>

Vallerand, F., 1988. La rusticité, niveaux et méthodes d'approche en milieu réel. In: Hubert, B.; Girault, N.E., eds. *De la touffe au paysage*. Paris: INRA, 85-101.

Vance, C.P., 2001. Symbiotic nitrogen fixation and phosphorus acquisition. *Plant Physiology*, 127 (2): 390-397. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.010331>

Vasseur, C.; Joannon, A.; Aviron, S.; Burel, F.; Meynard, J.M.; Baudry, J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 3-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>

Verrier, E.; Langevin, C.; Quillet, E.; Boudinot, P., 2013. Analyse génétique de la résistance aux rhabdovirus chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). *Virologie*, 17 (6): 426-441. <http://dx.doi.org/10.1684/vir.2013.0541>

Verrier, E.; Le Mezec, P.; Boichard, D.; Mattalia, S., 2010. Évolution des objectifs et des méthodes de sélection des bovins laitiers. *Bulletin de l'Académie vétérinaire de France*, 163: 73-78. http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/48031/AVF_2010_1_73.pdf?sequence=1

Verrier, E.; Tixier-Boichard, M.; Bernigaud, R.; Naves, M., 2005. Conservation and value of local livestock breeds: usefulness of niche products and/or adaptation to specific environments. *Animal Genetic Resources Information*, 36: 21-31. <http://dx.doi.org/10.1.1.606.9309>

Vickery, J.A.; Tallowin, J.R.; Feber, R.E.; Asteraki, E.J.; Atkinson, P.W.; Fuller, R.J.; Brown, V.K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38 (3): 647-664. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>

Vincent, M., 2011. *Les alpages à l'épreuve des loups*. Paris: Editions Quae, 352 p.

von Felten, S.; Niklaus, P.A.; Scherer-Lorenzen, M.; Hector, A.; Buchmann, N., 2012. Do grassland plant communities profit from N partitioning by soil depth? *Ecology*, 93 (11): 2386-2396. <http://dx.doi.org/10.1890/11-1439.1>

Wagner, H.H.; Wildi, O.; Ewald, K.C., 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15 (3): 219-227. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1008114117913>

Wallis De Vries, M.F.; Parkinson, A.E.; Dulphy, J.P.; Sayer, M.; Diana, E., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62 (2): 185-197. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00568.x>

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Vaughan, N., 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40 (6): 984-993. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x>

Wilson, J.D.; Morris, A.J.; Arroyo, B.E.; Clark, S.C.; Bradbury, R.B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 75 (1-2): 13-30. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00064-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00064-x)

Zavaleta, E.S.; Pasari, J.R.; Hulvey, K.B.; Tilman, G.D., 2010. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (4): 1443-1446. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0906829107>

Conclusion générale

Olivier Huguenin-Elie et Luc Delaby

La 1ère partie du chapitre 4 a été structurée en analysant successivement les effets positifs et négatifs de l'élevage sur l'air, l'eau, le sol, l'utilisation des terres et des ressources énergétiques, ainsi que sur la biodiversité. Ceci, afin de discuter en détail les différentes catégories d'impacts relatives aux différents compartiments environnementaux. Chacune de ces parties met cependant en exergue des liens forts entre ces différentes catégories d'impacts, ainsi que de nombreux antagonismes et synergies en relation avec les leviers techniques susceptibles d'améliorer l'empreinte environnementale de l'élevage.

La quantification des effets environnementaux reste encore incertaine dans de nombreux domaines. Il ressort cependant de cette analyse que la volonté de réduire l'empreinte environnementale de l'élevage nécessite à la fois une meilleure quantification des différents flux et la réalisation d'études multicritères intégrant les progrès effectués au niveau de cette quantification. En lien avec les antagonismes, les pratiques d'élevage peuvent être vertueuses par rapport à certains compartiments environnementaux et défavorables pour d'autres. Comme à l'heure actuelle, l'arbitrage entre les impacts sur les différents compartiments environnementaux est très subjectif, il semble pertinent de présenter aux décideurs les résultats non agrégés issus des analyses multicritères.

L'élevage a un impact clairement négatif sur le réchauffement climatique et sur la qualité de l'air, de par sa contribution importante aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre, notamment le méthane, ainsi qu'aux émissions d'ammoniaque. Ces impacts globaux affectent l'ensemble de la société et l'ensemble des territoires. Les émissions de particules en provenance des élevages nuisent également à la qualité de l'air, mais contrairement aux émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniaque, la contribution de l'élevage aux émissions anthropiques de particules est faible et ces émissions concernent avant tout la santé des personnes travaillant dans les élevages confinés.

Les trois sources principales de GES en élevage sont la production des aliments du bétail, la fermentation entérique et le stockage et épandage des effluents. Puisque l'une de ces trois sources principales, la fermentation entérique, ne concerne que les ruminants, la production de viande issue des ruminants émet plus de GES par unité de protéine produite que les monogastriques. Cependant, les systèmes de production de ruminants basés sur les prairies permanentes ont un potentiel important de séquestration durable de carbone et d'ainsi contrebalancer une partie de leurs émissions de GES.

D'après les estimations actuelles, les principaux GES émis par l'élevage au niveau mondial sont le méthane (44% de la quantité totale d'équivalent CO₂ émise par l'élevage), le protoxyde d'azote (29%), puis le dioxyde de carbone (27%).

La définition de stratégies permettant de réduire les émissions de méthane dues aux fermentations entériques doit suivre une approche environnementale de type multicritères. En effet, les leviers bien documentés jusqu'à ce jour entrent fortement en conflit avec d'autres objectifs environnementaux et aboutissent à de probables transferts d'impacts : l'intensification animale, une alimentation basée sur une forte proportion de concentrés ou sur un fourrage pauvre en parois végétales, ainsi qu'une diminution de la consommation de viande de ruminants au profit de viande de monogastriques sont en conflit avec une réduction des impacts environnementaux liés à la production d'aliments, avec la préservation des prairies permanentes, avec la valorisation de territoires inappropriés aux cultures, ainsi qu'avec la séquestration du carbone.

En ce qui concerne le protoxyde d'azote, les principaux leviers sont :

- l'optimisation des quantités (équilibre entre apports azotés et apports d'énergies) et de la qualité des apports azotés dans l'alimentation des animaux, monogastriques comme ruminants, afin de réduire la teneur en azote des déjections,
- l'optimisation de la nutrition azotée des cultures et des prairies par une optimisation de la fertilisation organique et minérale, ainsi que par une utilisation accrue de la fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses.

Une réduction des émissions de protoxyde d'azote pour un niveau de production donné passe donc avant tout par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote qui devrait permettre une diminution des besoins en intrants azotés. La réduction des émissions de protoxyde d'azote ne semble donc pas être en conflit avec d'autres objectifs environnementaux.

Pour l'élevage, le bilan en dioxyde de carbone est plus fortement influencé par le stockage/déstockage de carbone dans les sols que par la consommation de ressources énergétiques fossiles. Comme, dans les zones à climat tempéré, le sol sous prairies permanentes contient de grande quantité de carbone et en séquestre sur le long terme, les mesures qui visent à la préservation des prairies, et donc à celle des systèmes de production de ruminants pouvant les mettre en valeur, sont des leviers importants à considérer. Afin d'accroître l'efficacité de ces mesures, il est important de s'intéresser à la gestion de ces prairies, car une gestion trop intensive ou trop extensive peut conduire à un bilan carbone neutre voire à une émission nette pour les gestions trop intensives. Améliorer le bilan en carbone des systèmes de production de ruminants permettrait d'améliorer leur bilan GES. Cependant, il existe comme mentionné ci-dessus certains antagonismes entre séquestration du carbone et émissions de méthane. Il y a par contre synergisme avec les aspects de qualité des sols liés à la teneur en matière organique de ceux-ci.

Comme pour le protoxyde d'azote, une réduction des émissions d'ammoniaque pour un niveau de production donné passe par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Mais contrairement au protoxyde d'azote, les quantités d'azote concernées par les émissions d'ammoniaque sont importantes, avec un risque élevé de transferts d'impacts entre ammoniaque et d'autres formes réactives d'azote (nitrates, protoxyde d'azote). Par contre, puisque les émissions d'ammoniaque ont un impact négatif sur les sols (acidification), la qualité de l'air (formation de particules fines) et la biodiversité (eutrophisation des habitats oligotrophes), la réduction des émissions d'ammoniaque permettrait de réduire simultanément plusieurs impacts négatifs de l'élevage. Les leviers concernent principalement l'optimisation de l'alimentation des animaux d'élevage, la conception des bâtiments ainsi que la chaîne de collecte, stockage, traitement et épandage des effluents. Le potentiel de mise en œuvre de ces trois groupes de leviers est toutefois différent pour les élevages porcins, avicoles et bovins. La quantification des réductions possibles avec ces différentes mesures est encore incertaine et l'investissement nécessaire à l'adaptation des bâtiments ou de la chaîne de gestion des effluents reste élevé.

L'élevage contribue de façon majeur à la charge en azote et phosphore des eaux et donc à l'eutrophisation aquatique. De nombreuses mesures ont déjà été prises afin de réduire l'eutrophisation associée à des niveaux de chargement qui dépassent la capacité d'accueil des régions concernées. De ce fait, plusieurs groupes de leviers sont bien documentés et des progrès importants ont déjà été obtenus par les éleveurs européens. La notion de capacité d'accueil est particulièrement importante pour cette catégorie d'impacts puisque ces impacts s'expriment principalement au niveau régional et sont fortement liés aux excédents en nutriments (N, P) en regard du potentiel de production de la zone. Un meilleur couplage entre productions végétales et animales permettrait de mieux mettre en valeur les effluents d'élevage et de ce fait réduire les problèmes d'excédents sans transfert d'impacts sur l'environnement. Ce couplage est en synergie avec le maintien de la qualité physico-chimique et biologique du sol des terres arables grâce aux meilleures possibilités de fertilisation organique et de

culture. Cette stratégie va cependant à l'encontre des stratégies économiques de concentration/agglomération et de positionnement géographique au sein des filières de cultures et d'élevage.

L'élevage impacte le fonctionnement biologique des sols en influençant les modes d'utilisation des sols (cultures, prairies, pâturages), les quantités de matière organique apportées au sol, la compaction du sol (pâturage), et par les différents contaminants déposés sur le sol lors de l'épandage des effluents d'élevage. La connaissance des effets cumulés de ces différents types d'impacts sur la vie du sol est cependant encore trop lacunaire pour pouvoir être conclusive sur un effet globalement positif ou négatif des différents types d'élevage sur le fonctionnement biologique des sols.

L'élevage joue un rôle clairement ambivalent pour la conservation de la biodiversité. En effet, beaucoup de systèmes d'élevages comportent à la fois des aspects favorables et défavorables la biodiversité. Ceux-ci peuvent se situer au sein d'une même région ou dans des régions plus distantes (délocalisation).

De manière générale, il existe une très grande variabilité des effets environnementaux positifs et négatifs au sein des systèmes d'élevage. Les différences entre systèmes d'élevage ne sont pas toujours claires et parfois moins importantes qu'intra systèmes. Elles peuvent également varier selon les échelles de temps et d'espace considérées (Schneider et al., 2014). Il existe donc un continuum de l'empreinte environnementale des élevages. Cela implique la nécessité de mise en œuvre de certains leviers avec un grain nettement plus fin que celui suggéré par la seule analyse des grands types de systèmes d'élevage.

Chapitre 5

Impacts et services sociaux et économiques

5.1 : Santé animale	424
---------------------	-----

Coordinateur : Thierry Pineau

Auteurs : Nadia Haddad, Christian Mougin, Alain Bousquet-Melou

5.2 : Bien-être animal et attentes sociétales	482
---	-----

Auteur : Isabelle Veissier

5.3 : Approches philosophiques sur la représentation sociétale de l'élevage	488
---	-----

Auteur : Jean-Luc Guichet

5.4 : Droit de l'environnement	494
--------------------------------	-----

Auteur : Alexandra Langlais

5.5 : Enjeux juridiques de la consommation de produits animaux	572
--	-----

Auteur : Marine Friant-Perrot

5.6 : Evolutions et facteurs socioculturels de la consommation d'aliments d'origine animale en France et en Europe : état des connaissances	599
---	-----

Auteur : Olivier Lepiller, Estelle Fourat et Elise Mognard

5.7 : Contribution des filières animales à la valeur ajoutée	666
--	-----

Auteur : Zohra Bouamra-Mechemache

5.8 : Le travail et l'emploi en élevage	692
---	-----

Auteurs : Nathalie Hostiou, Dominique Vollet

5.9 : Les rôles et effets territoriaux de l'élevage	712
---	-----

Auteur : Claire Delfosse

5.1 Santé animale

Préambule

La présence de toute forme d'élevage sur un territoire articule cette activité à des enjeux de santé : santé des animaux ou santé publique vétérinaire. Trois principales problématiques méritent un examen détaillé dans le cadre de cette expertise. Elles sont corrélées à la sévérité particulière des impacts qui y sont associés :

- 1]- la santé publique en lien avec les maladies zoonotiques et/ou émergentes,
- 2]- l'usage des anti-infectieux et particulièrement des antibiotiques,
- 3]- les conséquences de certaines pratiques d'élevage sur la santé de l'environnement.

Les maladies infectieuses demeurent une préoccupation de premier ordre pour les animaux comme pour les humains. 60% des 1400 pathogènes recensés pour les humains le sont aussi pour les animaux. Ces agents zoonotiques sont cause de 75% des épisodes d'émergence ou ré-émergence répertoriés (OIE 2016¹). A l'échelle planétaire, les troubles sanitaires qui affectent les animaux d'élevage, sont responsables de 20% de perte à la production en secteur animal. Ces pertes proviennent essentiellement d'une baisse de productivité et d'efficacité des animaux. Par conséquent, si on rapporte les impacts de l'élevage aux quantités produites, les troubles sanitaires entraînent une moindre valorisation des aliments consommés par les animaux, des rejets accrus dans l'environnement (émissions de gaz et déchets) et un manque à gagner pour nourrir la population. Toute mesure ciblée, qui limite ces pertes associées à un défaut de maîtrise sanitaire en élevage, accroît directement le bénéfice d'exploitation de l'entreprise (moindres frais vétérinaires et plus de bénéfices) et améliore le rendement économique global de l'élevage, améliore de facto son bilan environnemental et accroît concomitamment l'état général de bien-être des animaux. Dans les régions aux agricultures en développement s'ajoutent à ces risques, des impacts sur l'économie nationale via la décapitalisation des ménages et l'emploi agricole ainsi que sur la force de traction globale à disposition de ces pays. Ces impacts constituent un frein à la sortie de la pauvreté d'entreprises d'élevage familial en situation d'équilibre précaire.

L'accroissement du rythme des détections d'urgences pathologiques dans les cheptels d'élevage est un indicateur et un effet induit d'activités humaines accroissant les risques. Cet accroissement résulte également de l'amélioration des mesures systématiques de détection et de surveillance. Parmi les paramètres d'origine anthropique affectant l'état sanitaire des troupeaux et les impacts de l'élevage on peut citer :

- i]- les changements liés à la seconde révolution de l'élevage (années 80 et 90), l'intensification des systèmes productifs, la densification des populations animales, des choix prioritaires de critères de progrès génétiques sous-valorisant la robustesse ou la résilience des animaux, des conditions d'hébergement ou d'exploitation génératrices de risques,
- ii]- les impacts du changement global en cours, particulièrement ceux du changement climatique via l'accroissement d'incidence des phénomènes extrêmes, les perturbations subtiles des écosystèmes et l'altération des relations entre hôtes, vecteurs de maladies (insectes, acariens) et agents pathogènes,
- iii]- l'accroissement de la population planétaire associé à la facilitation des déplacements individuels rapides et massifs, qui est un déterminant épidémiologique influent, tout particulièrement en matière de diffusion des résistances aux antibiotiques,
- iv]- l'évolution des pratiques de conservation des aliments d'origine animale couplée à la facilitation de leurs exportations rapides et à large échelle, qui ont amplifié les risques,

¹Stratégie pour la réduction des menaces biologiques

http://www.oie.int/fileadmin/Home/fr/Our_scientific_expertise/docs/pdf/F_Biological_Threat-Reduction_Strategy_jan2012.pdf

- v]- l'urbanisation couplée à la déforestation et à l'empiètement des zones d'élevage sur les territoires naturels d'espèces sauvages génèrent de nouvelles interfaces écologiques où des organismes pathogènes développent des aptitudes au franchissement des barrières d'espèces,
- vi]- les crises économiques, les instabilités politiques, les guerres fragilisent ou détruisent les services sanitaires structurés, ces biens publics garants de la santé publique vétérinaire. Ils créent des pays « maillons faibles » dans le dispositif mondial de gestion sanitaire, de surveillance et de prévention de ces risques ; les flux de denrées où d'individus se chargeant, ensuite, de la dissémination des organismes pathogènes émergents.

5.1.1. Impact des zoonoses en élevage

5.1.1.1. Introduction

Les risques zoonotiques et plus largement les risques sanitaires en élevage se sont considérablement réduits dans les pays de l'UE. La figure 1 récapitule le nombre de cas en Europe en 2014 (bilan EFSA au 31 décembre 2015) et montre que la plupart des cas de zoonoses déclarés en Europe sont d'origine alimentaire. A l'échelle européenne, la politique sanitaire mise en place par la communauté européenne à l'extérieur et à l'intérieur de ses frontières garantit a priori les risques liés à la circulation des animaux et de leurs produits, et ce, malgré des disparités notables au sein de l'E27. La France a depuis très longtemps construit une politique sanitaire, dont le modèle a été la tuberculose « bovine » à *Mycobacterium bovis*, maladie animale qui constitue à la fois une zoonose et un problème économique majeurs, notamment par son impact sur la circulation des bovins. Cette politique a été construite à la fois au niveau national (maladie réglementée de catégorie 1 avec prophylaxie obligatoire et mesures de police sanitaire en cas de foyer) et au niveau départemental, s'ancrant sur le trépied GDS – DDPP (ex-DSV) – vétérinaire sanitaire.

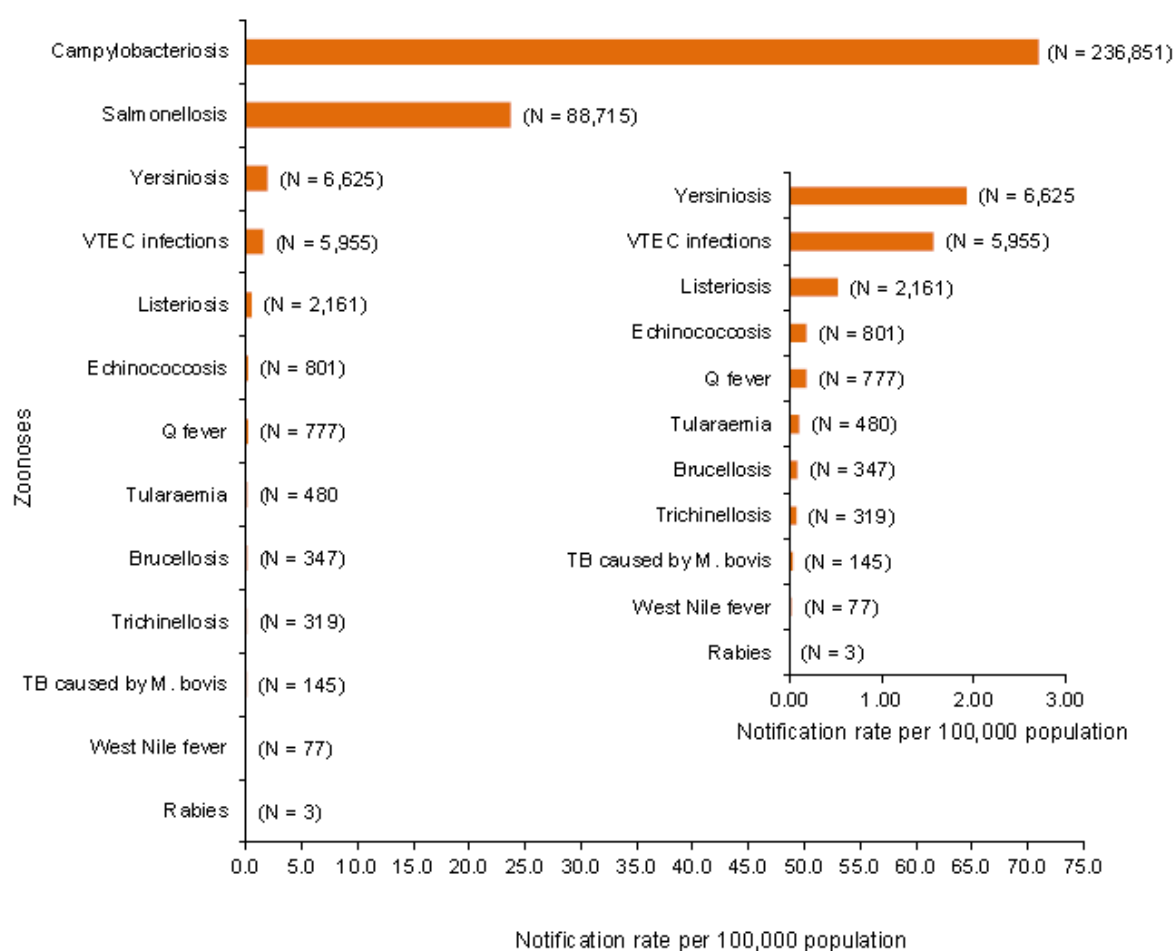


Figure 5.1.1. Nombre de cas confirmés de zoonoses dans l'U.E. (nombre total de cas déclarés, indiqué entre parenthèses) et nombre de cas déclarés par 100 000 habitants en 2014 (European Food Safety Authority and European Centre for Disease Prevention Control, 2015).

Cependant, de nombreux facteurs, la plupart anthropiques, accélèrent une dynamique inverse, que ce soit en Europe et plus encore dans le monde (Lefrançois and Pineau, 2014). Certains facteurs sont globaux, comme les changements climatiques et leurs répercussions multiples (avec des expressions et des retombées variables selon les zones), la globalisation des échanges, l'urbanisation qui empiète sur les territoires auparavant strictement forestiers, ruraux..., et augmente les interfaces entre l'Homme, les animaux domestiques, la faune sauvage et/ou des vecteurs (Little, 2013). D'autres facteurs, qui pourraient affecter l'Europe d'une façon indirecte, sont davantage régionaux ou locaux. Ce sont la pauvreté et ses impacts sociétaux et structurels, les conflits qui génèrent un dysfonctionnement des structures de santé publique humaine et vétérinaire, des mouvements de populations... S'y ajoute la notion de « points chauds », correspondant à des zones privilégiées d'émergence zoonotique, en lien notamment avec une abondance de réservoirs sauvages d'agents pathogènes et/ou de vecteurs compétents pour leur transmission (ce qui ne préjuge pas de la possibilité pour des arthropodes autochtones sous d'autres latitudes de jouer le rôle de vecteur pour ces mêmes agents ni de celle que les arthropodes « exotiques » infectés puissent être acheminés sur de grandes distances et transmettre l'agent qu'ils hébergent, avec ou sans possibilité d'implantation pérenne de ces vecteurs), et avec une utilisation irraisonnée des antibiotiques, à l'origine de l'émergence de bactéries zoonotiques multirésistantes. C'est le cas des souches DT104 de *Salmonella* Typhimurium (Besser, 2009) ou de la souche multirésistance de *Salmonella* Kentucky, qui s'est récemment largement implantée en Europe après avoir été très probablement sélectionnée dans les élevages piscicoles d'Égypte et avicoles du Maghreb (Le Hello *et al.*, 2013; Westrell *et al.*, 2014). Pour *S.*

Kentucky, les premiers cas humains étaient tous des voyageurs, mais la présence de cette bactérie dans divers pays européens, chez l'Homme et en élevage, est désormais avérée (figure 5.1.2). Certaines interventions humaines à visée « utilitaire », comme la modification des process de traitement des farines animales (UK) ou d'autres à visée écologique, comme la mise sous statut protégé de certaines espèces sauvages, se sont avérées pour le moins contre-productives. Il en a été de même de l'introduction volontaire ou plus souvent involontaire d'animaux sauvages « exotiques » sur un territoire (cf. infra).

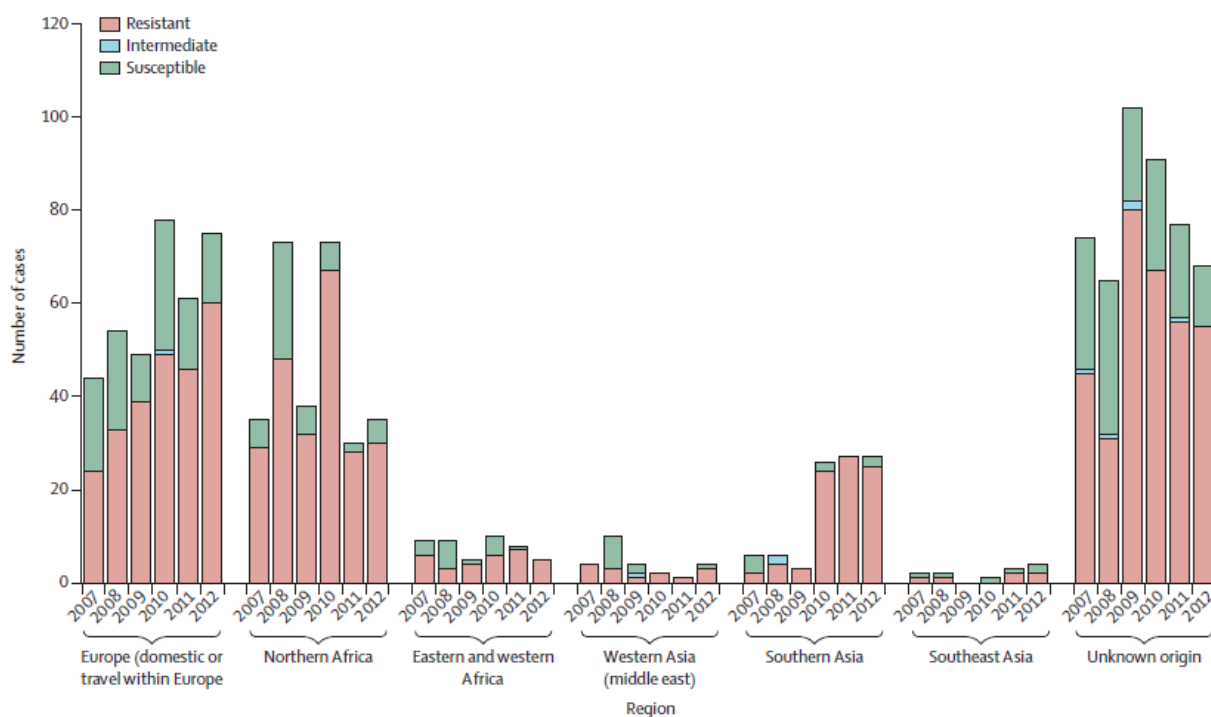


Figure 5.1.2. Distribution de la résistance à la ciprofloxacin chez des isolats de *Salmonella* Kentucky issus de patients humains, par année et par région probable d'acquisition, à partir de 12 pays de l'U.E. (Allemagne : 119, Danemark : 85 isolats, Espagne : 38, Estonie : 7, Irlande : 33, Italie : 13, Luxembourg : 9, Malte : 24, Pays-Bas : 89, Roumanie : 2, Royaume Uni : 874, Slovénie : 8), ces pays ayant fourni des informations sur l'antibiorésistance de 2007 à 2012 (Westrell *et al.*, 2014).

Ainsi, l'émergence de certaines zoonoses a eu un impact considérable, sur les plans de la santé publique, économique, voire parfois plus encore médiatique (cf. l'ESB ou « maladie de la vache folle », grippe aviaire zoonotique à virus H5N1 par exemple). Le retentissement peut en être tout autant global que local, à l'échelle des élevages affectés et de leur environnement. Du fait de la dynamique des émergences zoonotiques, qui s'explique par de nombreux facteurs, notamment anthropiques, il convient de prendre en compte ces impacts dans cette expertise. En outre, comme l'illustre la figure 5.1.1, qui est loin d'être exhaustive cependant, de nombreuses zoonoses « classiques » continuent d'avoir des impacts forts en France et/ou en Europe, même si notre région est aujourd'hui beaucoup moins affectée que de nombreux pays en développement.

Incomplétude des données

Il est cependant difficile de chiffrer l'impact réel global, mais aussi par maladie, de nombreuses zoonoses, à tous les niveaux d'impacts, notamment en santé publique humaine et vétérinaire pour les raisons suivantes :

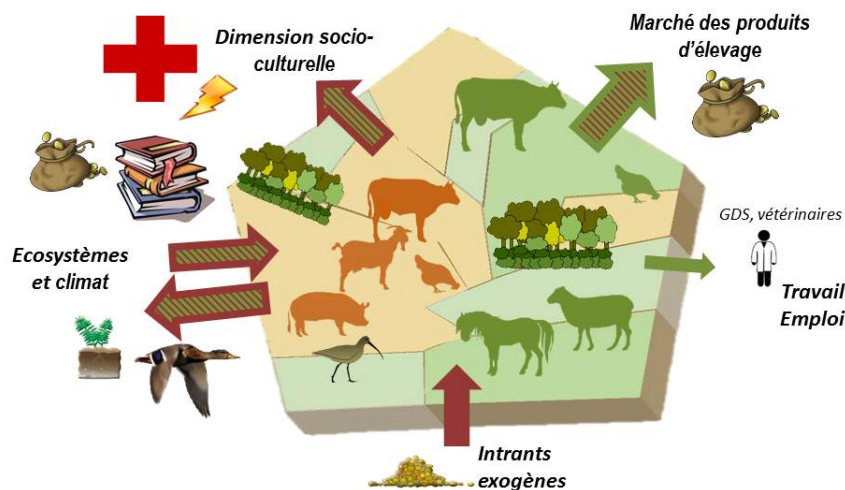
- L'infection par de nombreuses maladies zoonotiques n'a pas chez les animaux d'expression clinique ou une expression clinique rare et/ou peu caractérisée, ce qui rend difficile ou impossible le dépistage par des méthodes passives (ex. : infection par ECEH),
- A part ceux figurant dans le tableau 1, la plupart des agents de zoonoses ne sont pas des dangers réglementés chez les animaux, ce qui a pour conséquence que des cas d'infection ou de maladie animale ne sont pas déclarés (ex. : fièvre Q),
- Au niveau de l'Homme, qui joue donc le rôle de révélateur voire de sentinelle de l'infection animale dans de nombreux cas, certaines zoonoses ne sont ni à déclaration obligatoire ni des maladies professionnelles. Le diagnostic reste souvent symptomatique, notamment lorsque la maladie ne revêt pas une forme grave (ex. : affections digestives). Dans les cas plus sévères, le diagnostic peut demeurer symptomatique soit en raison d'absence d'outils de diagnostic suffisamment performants, soit par carence en structures de diagnostic ou en systèmes organisés de déclaration dans certains pays. En outre, pour certains agents se transmettant de surcroît d'Homme à Homme, une source animale peut être ignorée ou non recherchée. Ces éléments amènent à une sous-estimation, potentiellement conséquente, de la fréquence des affections zoonotiques, y compris en Europe.
- Disponibilité des données. Mises à part des sources comme les rapports de l'EFSA sur un certain nombre de zoonoses (données affectées néanmoins de sous-déclarations et de non-déclaration de certaines maladies) les données européennes fournies par la littérature officielle sont parcellaires. Cependant elles présentent l'avantage d'éclairer des tendances dynamiques générales.
- A l'échelle mondiale, les données de l'OIE et de l'OMS peuvent être croisées au sujet d'un certain nombre de zoonoses. Leur fiabilité est tributaire de celle des pays qui les fournissent (difficiles remontées du terrain, difficile agrégation, risque d'influence politique sur la sincérité des déclarations aux agences mondiales).

Tableau 5.1.1. Liste des maladies réglementées de catégorie 1 et 2 qui sont zoonotiques

DÉNOMINATION	DANGER SANITAIRE VISÉ	ESPÈCES VISÉES
CATÉGORIE 1		
Botulisme	<i>Clostridium botulinum</i>	Toutes espèces sensibles
Brucellose	Toute <i>Brucella</i> autre que <i>Brucella ovis</i> et <i>B. suis</i> sérovar 2	Toutes espèces de mammifères
Encéphalite à virus Nipah	<i>Paramyxoviridae</i> <i>Henipavirus</i> Virus Nipah	Porcins, félins, canins
Encéphalite japonaise	Virus de l'encéphalite japonaise (<i>Flaviviridae</i> , <i>Flavivirus</i>)	Equidés, porcins, volailles
Encéphalites virales de type Est et Ouest	Virus de l'encéphalo-myélite virale de l'Est et de l'Ouest (<i>Togaviridae</i> , <i>Alphavirus</i>)	Equidés
Encéphalite virale de type Venezuela	Virus de l'encéphalomyélite virale du Venezuela (<i>Togaviridae</i> , <i>Alphavirus</i>)	Equidés
Encéphalite West-Nile	Virus West-Nile (<i>Flaviviridae</i> , <i>Flavivirus</i>)	Equidés et oiseaux
Encéphalopathie spongiforme bovine (ESB)	Prion ou agent de l'encéphalopathie spongiforme bovine	Bovins, ovins, caprins
Encéphalopathies spongiformes transmissibles	Prions ou agents des encéphalopathies spongiformes transmissibles	Toutes espèces sensibles
Fièvre charbonneuse	<i>Bacillus anthracis</i>	Toutes espèces de mammifères
Fièvre de la vallée du Rift	Virus de la fièvre de la vallée du Rift (<i>Bunyaviridae</i> , <i>Phlebovirus</i>)	Ruminants et camélidés
Influenza aviaire faiblement pathogène (IAFP)	Virus de l'influenza aviaire (<i>Orthomyxoviridae</i> , <i>Influenza A</i>) de sous-type H5, H7 faiblement pathogène	Toutes espèces d'oiseaux de la catégorie volailles et oiseaux captifs
Influenza aviaire hautement pathogène (IAHP)	Virus de l'influenza aviaire (<i>Orthomyxoviridae</i> , <i>Influenza A</i>) hautement pathogène	Toutes espèces d'oiseaux
Maladie de Newcastle	Virus de la maladie de Newcastle (<i>Paramyxoviridae</i> , <i>Avulavirus</i>)	Toutes espèces d'oiseaux de la catégorie volailles
Rage	Virus de la rage (<i>Rhabdoviridae</i> , <i>Lyssavirus</i>)	Toutes espèces de mammifères
Salmonellose aviaire	<i>Salmonella</i> Enteritidis, <i>S. Hadar</i> , <i>S. Infantis</i> , <i>S. Kentucky*</i> , <i>S. Typhimurium</i> , <i>S. Virchow</i>	Oiseaux des espèces <i>Gallus gallus</i> et <i>Meleagris gallopavo</i>
Tuberculose	<i>Mycobacterium bovis</i> , <i>M. caprae</i> , <i>M. tuberculosis</i>	Toutes espèces de mammifères
CATÉGORIE 2		
Brucellose porcine	<i>Brucella suis</i> sérovar 2	Porcins
Chlamydiose aviaire ou ornithose-psittacose	<i>Chlamydia psittaci</i>	Volailles et oiseaux captifs
Morve	<i>Burkholderia mallei</i>	Equidés
Trichinellose	<i>Trichinella</i> spp	Toute espèce animale sensible
Tularémie	<i>Francisella tularensis</i>	Lièvre et autres espèces réceptives

5.1.1.2. Etude des impacts pour les différents composants de la « grange » :

Bouquet de services associé à la santé animale



Cette section décrit les effets relevant de la santé animale selon le cadre conceptuel adopté dans l'ESCo, c'est à dire appréhender un territoire d'élevage selon cinq interfaces : les intrants, les écosystèmes et le climat, les marchés, la société et l'emploi.

5.1.1.2.1. Intrants

a. Les principaux intrants en élevage susceptibles d'introduire des agents zoonotiques sont les aliments.

Cette introduction peut avoir pour origine :

- Une importation hors UE.

C'est particulièrement le cas des tourteaux de soja, essentiellement importés du Brésil et d'Argentine. Le danger zoonotique principalement associé à ces tourteaux correspond aux salmonelles, qui peuvent contaminer toutes les espèces de production, volailles, porcs et ruminants. Actuellement, la salmonellose, principale cause déclarée de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) zoonotique en France et en Europe, n'est réglementée que chez les poules et les dindes. Lorsque des salmonelles sont identifiées dans un élevage, il est procédé à l'abattage total de l'élevage et à la destruction des produits (possibilité d'utiliser les œufs s'ils ont été traités thermiquement). A l'heure actuelle, le danger « salmonelles » associé aux tourteaux s'est considérablement réduit, et la responsabilité de tourteaux dans l'introduction de salmonelles en élevage, tout en n'étant pas chiffrable, semble être devenue très faible. Cela est illustré indirectement par le fait que les échantillonnages systématiques et obligatoires à l'arrivée des tourteaux dans les ports, donnent exceptionnellement des résultats positifs. Cependant, la pratique d'échantillonnage (100 g de tourteau tous les 250 t, anonyme, 2016) peut être discutée, dans la mesure où un chargement de tourteau peut atteindre plusieurs dizaines de milliers de tonnes. L'épisode le plus récent de mise en évidence à l'arrivée au port en France d'un lot contenant des salmonelles

(2015) a montré la possibilité d'occurrence d'un tel événement et à quel point la gestion de la décontamination des tourteaux est complexe. La réglementation en vigueur impose en effet une réduction de 3 log de la charge bactérienne initiale, ce qui n'est pas aisé à réaliser compte tenu du tonnage de certains lots.

Enfin, il faut rappeler l'impact écologique indirect de l'introduction de tourteaux en Europe, sur les pays exportateurs, du fait de l'effet délétère sur la biodiversité de l'extension des territoires de cultures oléo-protéagineuses. Cet effet peut s'accompagner d'une augmentation du risque zoonotique délocalisé, pour des raisons qui seront explicitées plus bas (cf. Ecosystèmes).

La diminution des importations de tourteaux, à la fois pour diminuer la dépendance européenne vis-à-vis de ces intrants et pour réduire encore le risque zoonotique, pourrait donc avoir un impact écologique positif.

- Un pays de l'UE ; origine intra-communautaire.

La crise majeure associée à l'ESB est particulièrement illustrative de ce risque. En l'occurrence, ce sont des farines de viande et d'os (FVO) issues de ruminants et produites au Royaume Uni, et un processus de fabrication modifié pour optimiser les coûts, qui ont été la cause de l'émergence sous une forme pseudo-épidémiologique de cette encéphalopathie inéluctablement mortelle, suivie de la révélation de son caractère zoonotique en 1996. L'impact de cette émergence a été considérable, sur de nombreux plans :

- Santé publique : si le nombre de cas signalés, le dernier datant de 2014 (Maheshwari *et al.*, 2015), est resté très « limité » (230 cas signalés à ce jour dont 177 en Grande-Bretagne et 27 en France, 2^{ème} pays le plus atteint) toute atteinte était mortelle, avec une symptomatologie dramatique, qui a amené à considérer cette maladie comme un problème majeur de santé publique

- Société : cette crise a eu un impact majeur sur la société, sur la perception du lien de l'Homme à l'aliment et celui de l'animal à ses aliments. Le fait que des animaux herbivores soient alimentés avec des protéines issues de farines animales a contribué à une réflexion sur la dérive dans laquelle l'élevage industriel s'était engagé, dans une démarche d'optimisation des coûts. Sur le plan réglementaire, les autorités sanitaires européennes ont réagi par un embargo sur les FVO et les bovins de GB et de république d'Irlande, et par l'interdiction de l'introduction de FVO dans l'alimentation des ruminants. La validité de cette interdiction tend actuellement à être contestée, 30 ans après le démarrage de cette crise.

- Economique : l'impact est l'un des plus élevés qu'on n'ait jamais connus pour une crise sanitaire. Pour le Royaume-Uni, cet impact, qui était resté relativement limité jusqu'alors, s'est considérablement accru dès que le pouvoir zoonotique de l'agent de l'ESB a été connu en 1996. Il a été évalué aux alentours de 3,5 milliards d'euros pour la période 1996-2001, en coûts directs et indirects (et la contribution du budget communautaire à 6 milliards d'euros pour la même période). Pour la seule année 1996, la perte de revenu pour le Royaume Uni a été estimée à 0,1 à 0,2% de son revenu national (Atkinson, 2001)). Au Canada, la somme des coûts directs et indirects a été évaluée à 6 milliards de \$ canadiens (Mittra *et al.*, 2009). En Allemagne, une étude basée sur un modèle stochastique (Probst *et al.*, 2013) a permis de décomposer comme suit les coûts induits dans ce pays par les modifications réglementaires introduites par l'U.E. entre 2000 et 2010, dont le total a été estimé se situer dans une fourchette de 1847 à 2094 millions d'euros (avec un pic de 394 million d'euros en 2011) :

- o prolongement de l'embargo sur les farines animales vis-à-vis de tout le cheptel de production : 54% (environ 1 000 M€)
- o surveillance active : 21% (405 M€)
- o incinération des protéines animales : 13% (249 M€)
- o élimination des matériaux à risque spécifié : 11% (225 M€)
- o mesures de police sanitaire après détection d'un bovin présentant une réponse positive aux tests ESB (incluant les indemnités aux éleveurs pour l'abattage des animaux et pour la confiscation des carcasses à l'abattoir).

- En France, des données chiffrées sur le coût de l'ESB sont difficilement accessibles. Outre le coût de la prophylaxie et de la police sanitaire, deux crises ont marqué le pays : la 1^{re} en 1996, la 2^e en 2000, avec une forte

diminution de la consommation de viande bovine (- 20%), et une réduction associée des prix à la consommation (figure 3) (Lesdos-Cauhapé and Besson, 2007).



Figure 5.1.3. Indices CVS des prix de la viande bovine (Source : (Lesdos-Cauhapé and Besson, 2007)).

PC : indice des prix à la consommation, base 100 en 1995.

IPPAP : Indice des prix des produits agricoles à la production (c'est-à-dire perçus par les éleveurs).

Trente ans après la 1^{re} crise, les retombées financières sont cependant encore très élevées, puisque la France, qui venait d'obtenir le statut de pays à risque négligeable qui la dispensait de différentes contraintes réglementaires coûteuses, a eu un cas d'ESB en 2016 qui lui a coûté ce statut pour une durée de 6 ans et compromet son accès à certains marchés à l'exportation, alors-même qu'il s'agit très probablement d'un cas sporadique et non transmissible d'ESB.

- Une « auto-contamination » :

Un cas particulier est que les aliments, quelle que soit leur origine, s'ils ne sont pas conservés dans des réceptacles fermés, peuvent être exposés à une contamination par l'avifaune sauvage (virus Influenza zoonotiques apporté par des oiseaux migrateurs, agent du botulisme, salmonelles...) ou par des « nuisibles », notamment des rongeurs (agent du botulisme, de la leptospirose...). Ce risque est bien documenté mais n'a été que peu chiffré. L'impact d'une telle introduction dépend de la gravité du danger :

- Il sera majeur dans le cas de certains virus influenza zoonotiques, qui correspondent à des dangers réglementés de catégorie 1 soumis à plan d'urgence, et ce sur divers plans :

- Sanitaire : morbidité et létalité des volailles pouvant atteindre 100% avec des virus IAHP (Influenza aviaire hautement pathogène), comme l'illustre le cas du H5N1 apparu à Hong Kong en 1997 et ayant réémergé en 2003 pour prendre des proportions quasi-panzootiques (atteinte de la France en 2006 et en 2007). Il est actuellement installé en Asie du SE, en Egypte et en Afrique de l'Ouest, avec des incursions possibles dans tous les pays, dont les pays de l'UE, qui sont sur le parcours des oiseaux migrateurs pouvant être infectés.
- Zoonotique : tous les virus Influenza ne sont pas zoonotiques, tant s'en faut. A l'heure actuelle, deux virus s'illustrent particulièrement :
 - ◇ le virus H5N1 déjà cité, qui se caractérise par un taux de létalité d'environ 58% chez les cas cliniques déclarés
 - ◇ mais aussi le virus H7N9, qui sévit pour le moment uniquement en Asie du SE, mais a la particularité d'être un virus IAHP (Influenza aviaire faiblement pathogène). De ce fait, l'Homme,

avec un taux de létalité de 39% chez les cas cliniques déclarés, est la sentinelle privilégiée de la circulation de ce virus, particulièrement difficile à détecter chez les volailles.

- Economique : L'impact peut être majeur sur les filières, notamment avec les virus IAH, du fait du blocage des échanges à une échelle nationale et internationale, de l'abattage total des troupeaux atteints et de la destruction des produits de l'élevage, et de la menace pour certaines filières liées à l'interdiction de laisser les oiseaux sur les parcours tant que la menace d'une contamination par des oiseaux migrateurs existe. La crise liée à l'introduction en France du virus H5N1 en 2006 a révélé que, même si l'impact est plus faible sur la filière avicole que sur celle des produits de ruminants, pour diverses raisons, il est nettement majoré par le fait qu'un virus Influenza aviaire soit zoonotique, avec une chute au moins transitoire de la consommation de viande et d'œufs de volailles, même si cela n'est pas fondé sur le plan sanitaire (Lesdos-Cauhapé, 2007).
 - Sociétal : à l'échelle locale, le blocage des voies de circulation, l'interdiction des foires et des marchés, et le climat délétère causé par la destruction d'élevages dans le cadre des mesures de police sanitaire associées au plan national d'intervention sanitaire d'urgence peuvent avoir des conséquences non négligeables sur le tissu social et économique, au moins à court terme.
- Cas des dangers réglementés de catégorie 1 non soumis à plan d'urgence

L'impact de divers autres dangers de catégorie 1, non soumis à plan d'urgence, n'est pas négligeable pour autant, dans la mesure où les mesures réglementaires de lutte imposent pour nombre d'entre eux l'abattage total de l'élevage et la destruction des produits d'origine animale. C'est par exemple le cas lorsqu'un foyer d'infection due à une *Salmonella* réglementée de catégorie 1 est confirmé dans un élevage (avec juste la possibilité de faire subir un traitement thermique aux œufs dans une casserole).

Le contrôle à l'importation des denrées alimentaires, les exigences des cahiers des charges pour ces importations, ainsi que le respect par les éleveurs de règles élémentaires, comme le stockage des aliments à l'abri des nuisibles et de l'avifaune, ainsi que la lutte ciblée contre les nuisibles afin de préserver l'environnement, constituent autant de garde-fous pour limiter ces risques.

5.1.1.2.2. *Marché des produits :*

Il s'agit ici des animaux et des produits d'origine animale.

a. Cas des animaux sortant d'un élevage :

- Animaux vivants :

la vente des animaux vivants à d'autres élevages, voire à d'autres pays, est tributaire pour certaines maladies réglementées du caractère indemne des élevages, voire de la région ou du pays. La situation est très hétérogène au sein de l'U.E. (figure 4).

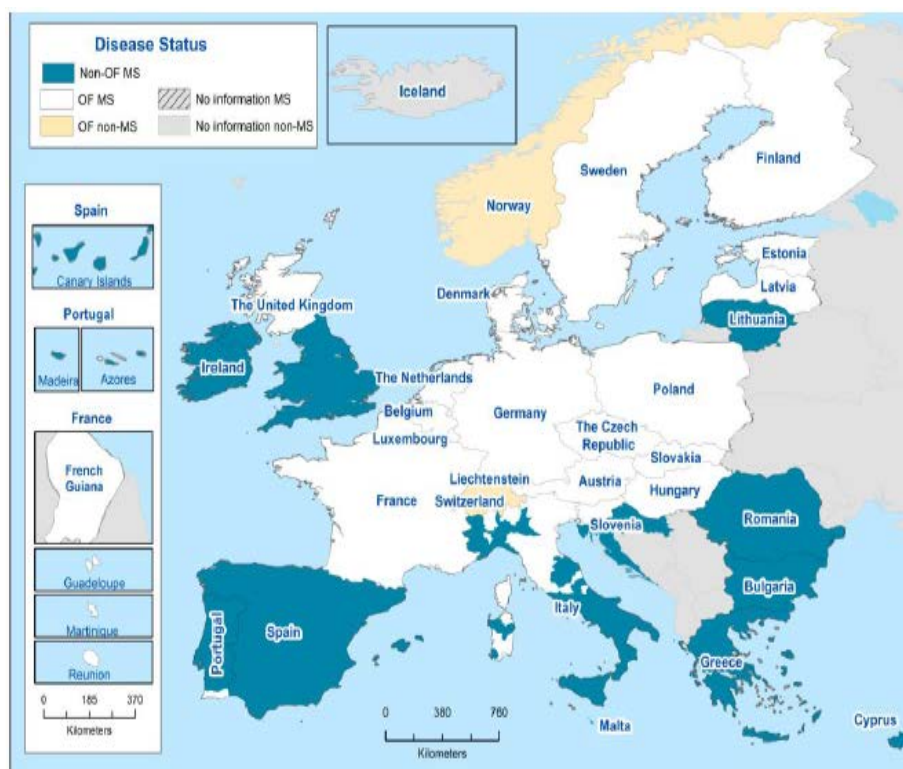


Figure 5.1.4. Statut des pays de l'U.E. en regard de la tuberculose bovine à *M. bovis* en 2014 (European Food Safety Authority and European Centre for Disease Prevention Control, 2015).

- L'investissement consenti par les pays européens dont la France pour éradiquer certaines affections est à la mesure de cet enjeu. L'exemple de la tuberculose bovine, zoonose majeure, est très illustratif de cet enjeu. La France a investi depuis 1955 un montant considérable pour accéder au statut indemne (prévalence annuelle de cheptels infectés < 0,1% pendant au moins 6 ans) et elle investit actuellement beaucoup pour conserver ce statut. Ainsi en 2014, les engagements de crédits se sont élevés à plus de 17 millions d'euros pour couvrir les différentes modalités de dépistage des élevages et bovins infectés, l'indemnisation de l'abattage, les honoraires des vétérinaires sanitaires, les frais de nettoyage et désinfection et les frais divers (Cavalerie *et al.*, 2014). Il était de 13,5 millions d'euros en 2009, dont 88% pour l'indemnisation des éleveurs. Le coût moyen de l'abattage total par élevage est de 150 000 euros, il était de 139 000 euros en 2009. Sachant qu'au Royaume Uni, le coût des mesures de police sanitaire est partagé entre les fermiers et le gouvernement, le coût moyen de l'élimination d'un foyer confirmé dans les zones à haut risque de l'Angleterre a été estimé en 2012 à 14,000 £ pour les agriculteurs et à 20,000 £ pour le gouvernement (Department for Environment Food & Rural Affairs of United Kingdom, 2016). Pour la décennie en cours, le coût pour l'Etat de la lutte contre la tuberculose bovine pour le Royaume-Uni (indemnisation des fermiers pour l'abattage des bovins et dépenses administratives) est estimé à un milliard de livres (Atkins and Robinson, 2013). Le Royaume Uni a vu ré-exploser cette maladie, de façon particulièrement visible à partir de 1997, après des décennies de lutte, avec une prévalence annuelle de cheptels infectés d'environ 11,6% en 2014 pour l'Angleterre, le Pays-de-Galle et l'Irlande du Nord.
-
- Denrées alimentaires d'origine animale :

Les données de l'EFSA les plus récentes (2014) (cf. figure 5.1.1) montrent que pour 28 membres de l'UE et 4 pays non membres, les zoonoses contractées par voie alimentaire (ou éventuellement péril féco-oral)

dominant de façon écrasante le paysage zoonotique, avec plus de 341 000 cas. Pour ces maladies, le tableau 5.1.2 rapporte l'impact en termes de santé publique.

Tableau 5.1.2. Nombre de cas, taux d'hospitalisation, taux de décès pour les principales zoonoses à transmission alimentaire dans l'U.E. (ou éventuellement transmission fécale-orale) (source (European Food Safety Authority and European Centre for Disease Prevention Control, 2015))

Maladie	Nb cas humains confirmés	Hospitalisation				Décès			
		Donnée disponible (%)	Nb. pays UE ayant rapporté hospitalisations ¹	Nb.	%	Donnée disponible (%)	Nb. pays UE ayant rapporté décès	Nb.	%
Campylobactériose	236851	25.4	16	18303	30.4	73.6	15	25	0.01
Salmonellose	88715	32.2	14	9830	34.4	49.6	15	65	0.15
Yersiniose	6625	15.2	12	442	44.0	58.3	14	5	0.13
Infections à ECEH	5955	39.9	15	930	39.2	58.6	18	7	0.20
Listériose	2161	38.0	16	812	98.9	64.8	20	210	15.0
Echinococcose	801	24.0	14	122	63.5	24.6	12	1	0.51
Trichinellose	319	74.6	5	150	63.0	74.9	6	2	0.84

¹Tous les pays de l'U.E. n'ont pas rapporté de cas

Une tendance significative à l'augmentation de l'incidence est relevée pour deux maladies :

- pour les campylobactérioses (avec près de 237 000 cas en 2014, soit une augmentation de 9,6% par rapport à 2013, et une augmentation également nette sur la période 2008-2014, ainsi qu'une augmentation des cas de TIAC à *Campylobacter* de 7,7%, pour un total de 444 foyers). Leur taux de létalité est de 0,01% (soit toutefois 2368 décès). La principale source de contamination correspond à la viande de poulet, à mettre en relation avec le taux de positivité élevé de viande fraîche de poulet trouvée lors d'une enquête réalisée en 2014 (38,4% de 6703 échantillons). De même, *Campylobacter* a été détecté dans 16,7% des échantillons de lait de vache cru testés (individuels ou de mélange).
- Pour la listériose (avec 2 161 cas en 2014, soit une augmentation de 30% par rapport à 2013 et une augmentation également nette sur la période 2008-2014). Cette tendance concerne l'ensemble des pays de l'U.E. et est préoccupante car il s'agit d'une maladie grave. Son taux de létalité, qui est le plus élevé depuis 2009, atteint 17,8% chez le groupe à risque constitué par les personnes âgées de 65 ans et plus.

Malgré une réduction de 44% depuis 2008, la salmonellose reste la principale cause de TIAC (la source étant les œufs dans 44% des cas), mais avec une tendance à la baisse des cas autochtones, en lien avec le règlement européen entré en vigueur fin 2011² qui mentionne un seuil maximal acceptable de 0,1% d'échantillons individuels fournissant un résultat positif pour les salmonelles. Depuis, le taux d'échantillons ne satisfaisant pas à ce critère n'a cessé de baisser. La politique de lutte au niveau des élevages, encouragée par ces règlements sur les taux maximaux autorisée, a produit une réduction notable du taux de prévalence (European Food Safety Authority and European Centre for Disease Prevention Control, 2015). Un outil important de traçabilité est le suivi de l'évolution du nombre de cas pour chacun des serovars réglementés en élevage *Gallus gallus* (poule) ou *meleagris gallopavo* (dinde). La tendance est nettement à l'augmentation de *S. infantis*, tendance à suivre dans l'avenir figure 5.1.4).

² Règlement (UE) n° 1086/2011 de la Commission du 27 octobre 2011 modifiant l'annexe II du règlement (CE) n° 2160/2003 du Parlement européen et du Conseil et l'annexe I du règlement (CE) n° 2073/2005 de la Commission en ce qui concerne les salmonelles dans les viandes fraîches de volaille Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. Journal Officiel L 281 du 28.10.2011, p. 7–11. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1480336125341&uri=CELEX%3A32011R1086>

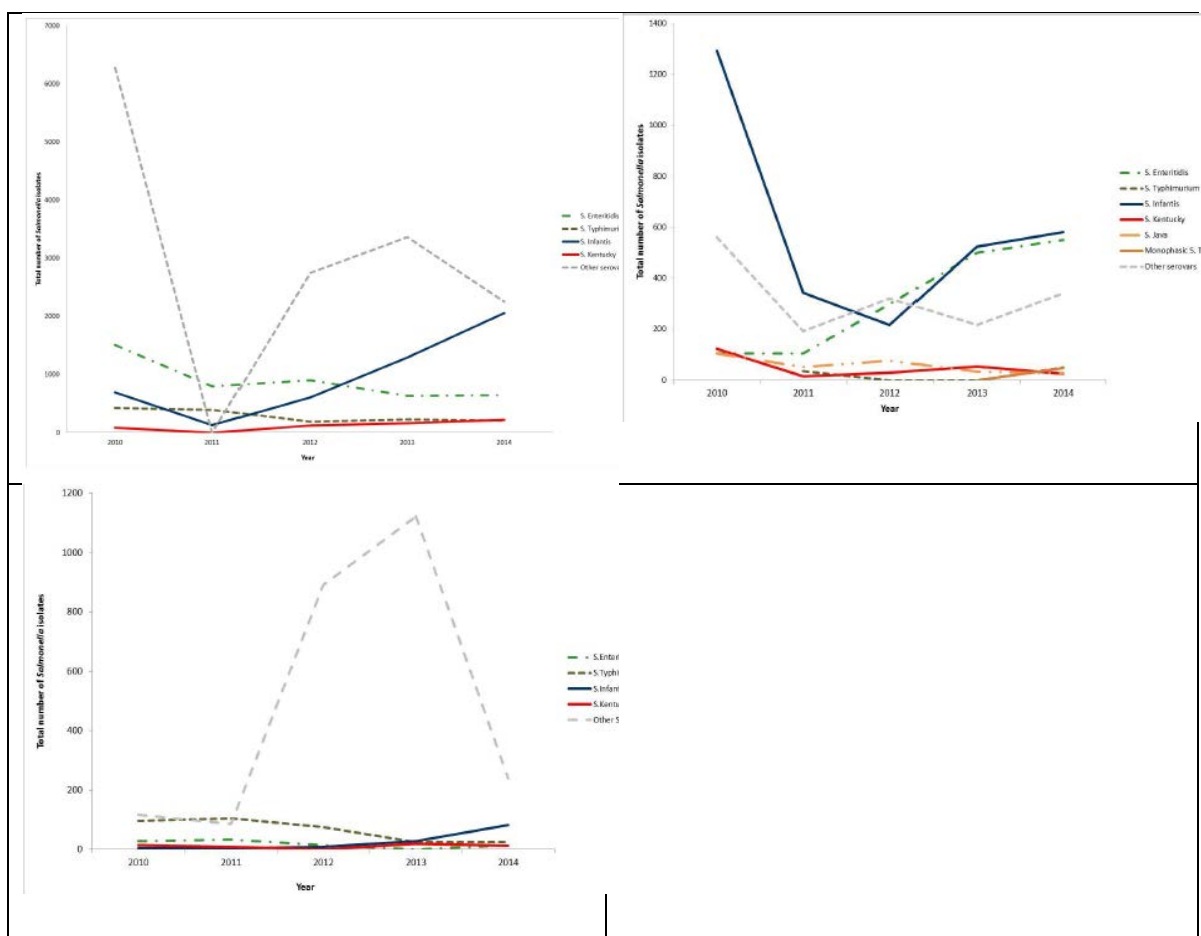


Figure 5.1.4. Tendance pour les serovars de *Salmonella* entre 2010 et 2014 : a. Chez *Gallus gallus*. b. Dans la viande poulet fraîche. c. Chez la dinde.

Les risques d'occurrence de transmission alimentaire d'agents zoonotique et l'impact des maladies qui en résultent dépendent de très nombreux paramètres, parmi lesquels on peut citer :

- Le mode d'élevage qui détermine la probabilité de contamination des animaux. Aux deux bouts de la chaîne, on peut situer les élevages fermés de type intensif *versus* les élevages ouverts (ex. : bovins en pâture, volailles sur parcours), qui correspondent à des niveaux très différents de maîtrise des risques zoonotiques, dont la source peut être constituée par les élevages voisins avec une transmission directe (ex. : pâtures partagées) ou indirecte (ex. : arthropodes vecteurs volants, hôtes relais comme des carnivores domestiques, rivières...) ou par un réservoir sauvage (cervidés, sangliers, blaireaux, micromammifères, avifaune sauvage comme déjà évoqué...), avec transmission directe ou indirecte. Ce risque qu'on peut qualifier « de voisinage » a été documenté en France pour la tuberculose, faisant apparaître un niveau de risque nettement plus élevé de contamination de voisinage (c.-à-d. par d'autres élevages du département) dans les départements les plus infectés de tuberculose (cf. tableau 5.1.3).

Tableau 5.1.3 : Fréquence relative des circonstances de contamination des élevages
(France, Enquête nationale, 2005-2007) (Bénet and Praud, 2016).

Départements	Introduction	Voisinage	Résurgence	Faune sauvage	Autre	Non déterminé
21	6%	75%	0%	0%	0%	19%
24	33%	59%	2%	0%	0%	6%
64	4%	61%	0%	0%	0%	35%
Autres	21%	17%	19%	6%	6%	31%

Le mode d'élevage détermine également le risque de diffusion et d'amplification d'un agent pathogène, notamment zoonotique. Un cas extrême est celui de l'épisode de fièvre Q survenu aux Pays-Bas, avec la double conjonction d'une extrême densification de l'élevage (« mégafermes » de milliers de chèvres laitières) et d'une très forte densité humaine. Il en est résulté un cocktail explosif, avec émission dans l'air par les chèvres en période de mise bas de très fortes concentrations de pseudo-spores de *Coxiella burnetii*, notamment en période estivale sèche, lorsque les habitants restaient beaucoup à l'extérieur de leur maison. La plus grosse « épidémie » jamais connue de fièvre Q est survenue, avec 4107 cas humains déclarés, 11271 cas d'infection et un nombre de cas encore à déterminer de formes chroniques (Morroy *et al.*, 2015). Outre cet impact en santé publique, l'impact économique a été considérable, puisque durant les années 2007 et 2011, toute femelle pleine a été abattue, avec la mise en œuvre d'une campagne systématique de vaccination des animaux. Le coût total de cet épisode a été estimé entre 160 et 600 M€, en dépit de la relativement petite taille du secteur qui compte seulement 300 fermes spécialisées (van Asseldonk *et al.*, 2013).

La connaissance du risque lié à la présence d'un plus grand nombre d'animaux et à une plus forte densité a été à la base de la réglementation en élevage aviaire qui stipule que des règles sanitaires particulières s'appliquent aux élevages comportant plus de 250 animaux, en lien notamment avec des maladies réglementées dont certaines sont zoonotiques (ex. : salmonellose, maladie de Newcastle, Influenza).

- Les procédés qui vont conduire à la fabrication de l'aliment final (contamination fécale par des germes zoonotiques du lait ou des carcasses à l'abattoir, contamination croisée des aliments lors de leur transformation...) ainsi que le respect ou pas de la chaîne du froid. A ce niveau, le mode de fabrication et de transformation des aliments (artisanal *versus* industriel) peut jouer un rôle important, le respect de la température de traitement à cœur des aliments conditionnant l'élimination ou pas de certains agents zoonotiques, comme *Clostridium botulinum*, l'agent du botulisme.
- Les modes de commercialisation :
 - A un bout de la chaîne, la commercialisation *via* la grande distribution apporte a priori des gages de sécurité. Inversement, en cas de faille (ex. d'anadémies comme dans le cas de foyers de listériose), l'impact zoonotique, économique voire médiatique peut être important, du fait de la large diffusion des lots incriminés. Dans certains cas, c'est toute la filière d'un produit qui a été fragilisée, comme cela fut le cas en 2008 pour la filière fromagère au Canada, suite à un épisode de listériose due à une souche appartenant au pulsovar 93, responsable de 38 cas cliniques, dont deux décès (Gaulin and Ramsay, 2010) ou pour le reblochon en France suite aux cas de brucellose survenus en 2012 en Haute-Savoie, avec pour conséquence une décision préfectorale d'abattage des bouquetins, pourtant non-validée par un comité national d'experts.
 - A l'autre bout de la chaîne, la commercialisation à la ferme, qui se développe de plus en plus, a l'avantage d'exposer un nombre limité de consommateurs. Il en est de même dans le cas de conserves familiales produites à partir de produits artisanaux. Les fermes ou les petites unités de production artisanales sont soumises à une réglementation qui permet normalement de prévenir les risques zoonotiques, par exemple : température à cœur des conserves, obligation pour les exploitations vendant du lait cru ou des produits à base de lait cru de se soumettre à un dépistage annuel pour la tuberculose et pour la brucellose. Cependant, le respect des règles de cuisson à cœur n'est pas toujours pleinement garanti.

Ainsi, parmi les 7 foyers de botulisme alimentaire survenus en 2013, 4 proviennent d'une contamination prouvée à partir d'aliments artisanaux, pour les autres, une telle origine est fortement suspectée (tableau 5.1.4) (CNR des bactéries anaérobies et du botulisme, 2014).

Tableau 5.1.4. Source des foyers de botulisme alimentaire déclarés en France en 2013 (CNR des bactéries anaérobies et du botulisme, 2014)

Type toxinique	Foyer n° (personnes)	Source alimentaire démontrée (aliment fourni et toxine présente et typée) ou non prouvée bien qu'envisageable (habitude alimentaire mais aliment non fourni ou résultat négatif)
A	1 (2)	conserves de préparation familiale (lien non prouvé)
	2 (2)	conserves de préparation familiale (lien non prouvé)
B	1 (2)	jambon et saucisson de préparation familiale
	2 (3)	produits de charcuterie d'origine portugaise
	3 (3)	conserves familiales à base de poulet et de légumes
	4 (3)	jambon de préparation familiale
	5 (2)	conserves de préparation familiale à base de porc et de gibier (lien non prouvé)
Total	7 (17)	

En ce qui concerne la brucellose, le risque devrait être nul, aucun cas de brucellose n'ayant été déclaré depuis 2003 chez les bovins et depuis 2004 chez les petits ruminants. Pourtant, deux cas de brucellose bovine sont apparus en Haute-Savoie en 2012, à la surprise générale, dans une ferme où le dernier cas de brucellose était survenu en 1999. La question de la source sera évoquée plus tard avec les impacts qui en ont résulté (cf. impacts sur les écosystèmes), mais d'autres impacts ont été à déplorer :

- En matière de santé publique : deux cas de brucellose humaine ont été rapportés ; dont l'un concernait un enfant. Cette maladie peut être particulièrement sévère,
- Sur le plan vétérinaire et économique : abattage total du troupeau
- Au plan sociétal : l'image du produit, le reblochon, a été compromise un temps.

Cet épisode, dont la probabilité d'occurrence était a priori infime, illustre la nécessité du maintien d'une grande vigilance même lorsqu'une zoonose, maladie réglementée de catégorie 1 de surcroît, est considérée comme éradiquée.

- Les habitudes/pratiques de consommation :

L'impact sur la santé publique de certaines maladies zoonotiques transmissibles par les aliments est très tributaire des habitudes/pratiques de consommation. Deux exemples permettent de l'illustrer.

- Les infections à *Escherichia coli* entérohémorragiques (ECEH), particulièrement O157:H7. Ces ECEH occasionnent des diarrhées hémorragiques pouvant évoluer vers une insuffisance rénale (SHU = syndrome hémolytique et urémique) chez jusqu'à 10% des patients, avec un taux de létalité de 3 à 5%. Les enfants les plus jeunes sont particulièrement vulnérables. Des complications neurologiques (convulsions, accidents cérébro-vasculaires et coma) sont observées chez 25% des patients atteints de SHU (Organisation Mondiale de la Santé, 2011). Différentes espèces animales, comme les ruminants et le porc, peuvent héberger la bactérie dans leur tube digestif. Le portage de la bactérie est généralement transitoire. Il est asymptomatique et rend le diagnostic orienté impossible. L'incidence de cette affection est très significativement plus élevée dans les pays du Nord de l'Europe par rapport aux pays méditerranéens, en lien avec les habitudes de consommation de viande peu cuite (restauration rapide). Cependant, une tendance à l'augmentation des cas entre 2008 et 2014 est observée dans la plupart des

pays de l'U.E. dont la France (European Food Safety Authority and European Centre for Disease Prevention Control, 2015).

- Les hépatites dues aux sérovars zoonotiques (3 et 4) du virus de l'hépatite E. Il a été récemment établi que le porc constitue un réservoir pour ce virus. Le nombre des cas humains déclarés en France est en progression marquée (2002 : 9 ; 2011 : 249 ; 2012 : 792 ; 2013 : 1847) comme il l'est dans d'autres pays européens. C'est une pathologie où la sensibilisation des médecins couplée à l'amélioration indiscutable des tests de détection, a une incidence sur l'accroissement des cas diagnostiqués. 46% à 100% des porcs de nombreux pays ont des anticorps anti HEV et la présence de HEV-3 a été détectée dans 3% à 11% des foies de porc à l'abattoir, lors d'investigations menées dans différents pays du monde, dont 4% des foies de porc en France. La présence d'ARN viral a été détectée dans de nombreux produits à base de porc commercialisés, notamment en France (figatelles : 30%, foie séché et salé : 3%, quenelles et produits à base de quenelles : 25%, saucisse séchée et fraîche de foie de porc : 29%), au Royaume Uni (saucisse de porc : 10%), en Allemagne (saucisse crue : 20%, saucisse de foie de porc : 22%), et Brésil (pâté de porc et boudin noir : 36%) (Doceul *et al.*, 2016). En outre, l'association entre la consommation de produits à base de foie cru ou peu cuit et les cas d'hépatite E est très forte, notamment en France avec les figatelles, spécialité culinaire corse (Renou *et al.*, 2014), et une récente étude sérologique à l'échelle nationale a révélé une contribution majeure à la séroconversion de la consommation de viande de porc, de saucisses de foie de porc, de viande et d'abats de gibier (Mansuy *et al.*, 2016). L'impact sur la filière est pourtant très faible à l'heure actuelle, et peut être imputé à plusieurs facteurs : d'une part le caractère habituellement bénin des hépatites (bilan en santé publique faible), d'autre part à l'attachement des consommateurs à cette spécialité culinaire.

Un cas a défrayé la chronique et créé une crise sans précédent : celui de la forme atypique de la maladie de Creutzfeld-Jakob, ou nouveau variant de la maladie de Creutzfeld-Jakob (v-CJD), avatar humain de l'ESB déjà évoquée. Le bilan de cette crise et de cette zoonose transmissible *via* la consommation d'aliments d'origine bovine est incommensurable.

- Santé publique : nombre de morts déjà cité
- Société : le caractère prégnant de la symptomatologie (atteinte de jeunes adultes, pertes cognitives...) a marqué très fortement les familles et la société toute entière. Le fait que les humains soient contaminés par le biais d'aliments réputés sains, a été à l'origine d'une série de mesures à l'échelle nationale, européenne et internationale. La structuration de l'actuelle Anses, Agence Nationale de la Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail, est l'émanation directe de cette crise.
- Economique : déjà évoqué ci-dessus (cf. intrants)

b. Cas des animaux entrant dans un élevage (principalement fonction de renouvellement du cheptel).

- i. Ruminants : l'acquisition d'animaux de ruminants est soumise à des règles très strictes qui portent notamment sur trois maladies réglementées dont deux zoonoses majeures, la tuberculose bovine et la brucellose. Ces règles stipulent que les animaux doivent provenir d'élevages officiellement indemnes pour ces maladies, subir une quarantaine avec visite par un vétérinaire sanitaire ainsi que des tests de dépistage lorsque le délai d'acheminement entre élevage d'origine et de destination dépasse 6 jours. Ces mesures, jointes à la visite sanitaire annuelle obligatoire auxquelles sont soumis tous les élevages de ruminants, permettent également de prévenir dans une certaine mesure la pénétration d'agents zoonotiques variés par l'élevage acquéreur, pour autant que les animaux ne soient pas porteurs asymptomatiques de ces agents. On peut donc considérer que les mesures en place en France sont de nature à minimiser voire à neutraliser l'impact des maladies zoonotiques sur tous les plans en cas d'observance de la réglementation.
- ii. Porcs : des règles d'introduction s'appliquent aux élevages de porc pour les maladies réglementées de catégorie 1 qui le concernent et une visite sanitaire annuelle obligatoire a été instaurée en France depuis 2015 dans tous les élevages de porc, à l'exclusion des élevages plein air.

- iii. Volailles : la pratique de la bande unique, assortie de mesures de NDVS (Nettoyage, Désinfection, Vide Sanitaire) entre les bandes permet de minimiser les risques sanitaires, notamment zoonotiques, et singulièrement, le risque de salmonellose. Une visite sanitaire annuelle obligatoire a été mise en place pour tous les élevages de plus de 250 volailles depuis 2013.

Outre ces entrées d'animaux : risque d'entrée de produits animaux pouvant avoir des conséquences majeures lorsqu'ils permettent l'infection de l'élevage (ex. : H5N1 GB).

5.1.1.2.3. Ecosystème :

L'empreinte zoonotique associée à l'élevage se fait dans les deux sens : de l'environnement vers l'élevage et de l'élevage vers l'environnement. Cette distinction a d'autant plus de sens que les élevages sont très cloisonnés (ou supposés l'être par rapport au milieu environnant dans le cas des élevages fermés). En revanche, cette distinction devient plus difficile dès lors qu'il s'agit d'élevages en milieu ouvert. Pour certains élevages de « plein air », on peut considérer les animaux de l'élevage comme faisant partie d'un écosystème complexe, comportant notamment des animaux domestiques et sauvages, l'entomofaune, le milieu dans lequel ils vivent avec sa microflore ainsi que l'Homme. Il y circule potentiellement des agents pathogènes, dont des agents zoonotiques. Le terme de « *wild life livestock-human continuum* », récemment introduit, reflète cet état de fait (Candela *et al.*, 2014).

La faune sauvage dans son ensemble joue un rôle majeur dans la circulation d'agents zoonotiques, et ce à plusieurs niveaux :

- En hébergeant une profusion d'agents zoonotiques ou potentiellement zoonotiques dont ils constituent le réservoir ou l'un des réservoirs : la place de la faune sauvage est très prégnante. Parmi les zoonoses actuellement identifiées, 77% sont dues à des agents qui circulent au sein de la faune sauvage (Billinis, 2013). Deux groupes occupent une place particulière, les rongeurs (Bordes *et al.*, 2015) et les chiroptères ou chauves-souris (Brook and Dobson, 2015), constituant un vivier considérable d'agents zoonotiques. De nombreux micromammifères, oiseaux et grands ruminants..., sont également impliqués et il a été montré que les agents « multi-hôtes » (qui par définition incluent l'ensemble des agents zoonotiques) ont un risque d'émergence plus élevé que les agents spécifiques d'espèce. Ainsi, 75% des maladies infectieuses humaines émergentes sont zoonotiques (Jones *et al.*, 2008). Des émergences récentes, en Europe et au-delà, témoignent de cette dynamique, les animaux de ferme pouvant ou non constituer le relais de ces agents pathogènes pour l'Homme (ex. : porc et virus Nipah en Asie, volailles et virus Influenza zoonotiques, animaux de production et leptospires...) ou le relais ou le réservoir (ex. du MERS-CoV, récemment émergé au Moyen-Orient et dont l'hôte relais essentiel (et/ou le réservoir ?) actuellement identifié serait le dromadaire (Mohd *et al.*, 2016).
- En jouant le rôle d'hôte réservoir alternatif pour des agents zoonotiques (également) habituellement hébergés par des animaux de production. Ainsi, le sanglier peut comme le porc héberger et amplifier *Brucella suis*, l'agent de la brucellose porcine ou *Trichinella spiralis*.
- Le cas actuel le plus illustratif d'un questionnement sur le rôle de la faune sauvage, et *a minima* sur la menace qu'elle constitue par rapport à la perspective d'éradication d'une zoonose majeure, est celui de *M. bovis*, l'agent de la tuberculose « bovine », dont le blaireau en Grande-Bretagne est devenu l'un des réservoirs principaux, avec 15% de blaireaux actuellement infectés (Atkins and Robinson, 2013), suite à la décision de protéger cette espèce en 1981 (Palmer, 2007). En France, différentes espèces sauvages (cerf élaphe, sanglier, blaireau...), qui n'étaient pas infectées par le passé, le sont actuellement dans certaines zones, notamment celles jouxtant des élevages bovins infectés. Mais, à part le cas de la forêt de Brotonne, leur capacité à jouer le rôle de réservoirs de *M. bovis* n'est pas démontrée, non plus que

leur potentiel à transmettre la bactérie aux bovins. Une étude récente menée en Côte d'Or (Payne *et al.*, 2014), l'un des départements français les plus affectés par la tuberculose bovine, a montré que ces espèces ont toutes le potentiel de jouer le rôle d'hôtes relais (figure 5.1.5a) et que des mesures de maîtrise des facteurs de risque réduisant les contacts avec les bovins mériteraient d'être envisagées (figure 5.1.5b).

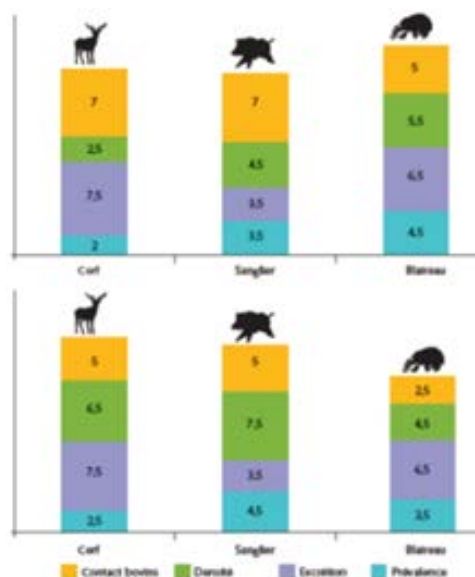


Figure 5.1.5a. Scores qualitatifs attribués aux différents paramètres estimés pour la zone nord et sud de la Côte-d'Or.

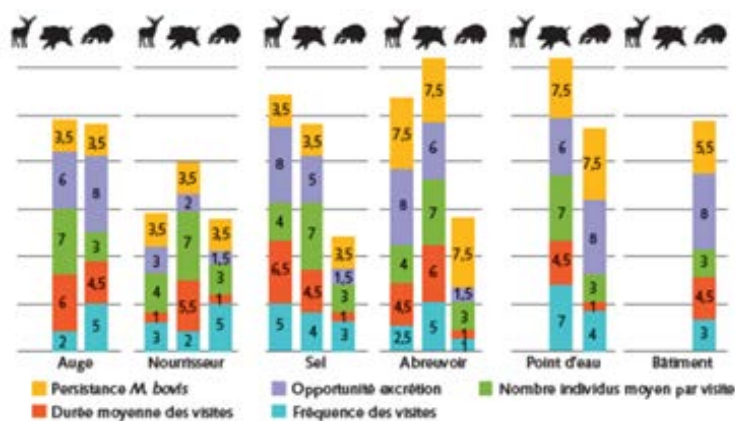


Figure 5.1.5b. Synthèse de l'évaluation du risque de transmission de *M. bovis* entre les trois espèces étudiées d'animaux sauvages et les bovins (Payne *et al.*, 2014)

Il est instructif de constater que l'infection de la faune sauvage par certains agents zoonotiques communément présents (ou pouvant l'être) chez les animaux de production atteint des niveaux de prévalence beaucoup plus élevés dans les zones de prairie où paissent des ruminants domestiques que dans les zones forestières où la faune sauvage est sans contact avec la faune d'élevage. Ainsi, l'étude de Candela *et al.* (2014) réalisée entre 2007 et 2012 dans un paysage agricole fragmenté dans le canton d'Aurignac a montré que les taux de séroprévalence du chevreuil étaient beaucoup plus élevés dans cette zone vis-à-vis d'agent infectieux et principalement de trois agents zoonotiques (*Toxoplasma gondii*, l'agent de la toxoplasmose, *Chlamydia*

abortus, l'agent de la chlamydie abortive des ruminants et *Coxiella burnetii*, l'agent de la fièvre Q, avec respectivement des taux de séroprévalence de 27-91%, de 0-42% et de 0-27% selon les années), que ne l'avait montré des études réalisées précédemment dans des zones de forêts (Candela *et al.*, 2014).

- En favorisant les repas de sang d'un certain nombre d'arthropodes hématophages vecteurs d'agents zoonotiques (et donc en permettant par ailleurs la transmission des agents zoonotiques vectorisés qu'ils hébergent en tant que réservoir ou hôte relais).
- L'impact de telles situations est multiple :
 - sur le plan de la santé publique, il peut être très élevé (cf. Nipah, grippe à virus H5N1) mais est le plus souvent limité, compte tenu des mesures de prévention existant en France (cf. cependant cas de la brucellose en 2012 en Haute-Savoie) ou en Europe (le nombre de cas humains confirmés de tuberculose à *M. bovis* au Royaume-Uni s'est accru de 7,5% entre 2007 et 2008, il n'est pas exclu que l'augmentation fut aléatoire, et le recul qui a suivi est en lien probable avec la mise en œuvre de mesures de lutte plus efficaces) (Lahuerta *et al.*, 2011) .
 - sur le plan économique, les pertes en animaux et en production qui résultent de la transmission d'agents zoonotiques auxquels les animaux sont sensibles peuvent être très importantes. Cela peut notamment être le cas si des animaux sont atteints de fièvre charbonneuse comme conséquence de la souillure d'un pâturage ou des nappes phréatiques par le cadavre d'un animal sauvage mort de fièvre charbonneuse. Lorsqu'il s'agit d'une maladie réglementée surtout si elle est assortie d'un plan d'urgence, l'abattage des animaux ou des troupeaux dans le cadre des mesures de police sanitaire peut avoir un coût élevé, tant pour la société que pour l'éleveur (ex. : IAHZ zoonotiques). Enfin, le coût de la surveillance peut être très élevé si on souhaite anticiper les risques. Ainsi, le coût annuel moyen de la surveillance de la tuberculose dans la faune sauvage en France a été récemment estimé à environ 1 million d'euros (Julie Rivière, article en préparation).
 - l'impact écologique : lorsque la décision d'abattre des animaux sauvages réservoirs est prise, son coût écologique peut être élevé. L'exemple récent de l'abattage des bouquetins, sans justification avérée sur le plan de la maîtrise des risques de brucellose dans les élevages et au sein de la communauté des bouquetins, voire avec l'effet inverse, en est la parfaite illustration. Par ailleurs, certains agents zoonotiques peuvent avoir des effets délétères, voire létaux (ex. : virus West Nile vis-à-vis de l'avifaune en Amérique) sur la faune sauvage elle-même (Candela *et al.*, 2014). Inversement, le maintien de la biodiversité de la faune est considéré par de nombreux auteurs comme l'un des remparts contre les maladies infectieuses, notamment zoonotiques. En effet, il permet d'empêcher la colonisation exclusive d'un territoire par une espèce réservoir particulièrement « efficace » pour la pérennisation d'un agent pathogène. Il permet également de conserver la présence de prédateurs d'arthropodes vecteurs. En d'autres termes, les risques zoonotiques seraient le plus souvent réduits lorsque la biodiversité faunistique est préservée, au moins dans les cas où des agents zoonotiques ayant un réservoir sauvage et/ou un vecteur arthropode sont impliqués, ce qui est souvent le cas.
 - L'impact sociétal : certaines décisions peuvent être clivantes (ex. de la décision d'abattre les bouquetins en Haute-Savoie suite au cas de brucellose bovine mis en évidence en 2012).

De tels exemples sont appelés à se répéter, car les interfaces entre l'Homme, la faune domestique et la faune sauvage connaissent un accroissement pour des raisons variées: fort accroissement des populations d'ongulés sauvages depuis 20 ans (figure 5.1.6), du fait notamment de l'augmentation des forêts en France, de l'agrainage, de la destruction de barrières naturelles par l'Homme, du développement de l'écotourisme, de l'augmentation et des modes d'aménagement des zones péri-urbaines... Dans ce contexte, la place des zoonoses transmissibles par voie vectorielle risque d'augmenter considérablement (Mack, 2015) du fait de l'effet combiné du changement climatique (plus favorable à l'implantation de nouvelles espèces de vecteurs et à la survie et à l'activité vectorielle tout au long de l'année), de l'augmentation de la densité des hôtes et de l'augmentation des interfaces, des modifications de mode de vie et du rôle de l'avifaune (notamment oiseaux migrateurs, qui peut transporter des arbovirus ou des tiques à distance). Le retour du virus West Nile dans le sud de la France de

2000 à 2006 puis en 2015 illustre la première situation, l'avifaune servant de réservoir au virus transmis par des moustiques du genre *Culex*. Au total, les foyers de 2015 ont affecté 45 chevaux dont 6 sont morts et un humain, atteint de forme bénigne. Une forte activité des foyers de West Nile est actuellement observée en Europe. La situation aux USA, envahis depuis 2012 par un variant beaucoup plus virulent de virus West Nile, sans doute suite à l'introduction de vecteurs infectés via le commerce des pneus usés (25 000 cas d'encéphalite chez les chevaux depuis 1999, 44 000 cas humains depuis 1999 dont 46% de formes neuro-invasives), montre à quelles conséquences une telle introduction peut conduire. L'occurrence pour la première fois en août 2016 en Espagne d'un cas de fièvre hémorragique de Crimée Congo est illustrative du risque d'introduction probable de tiques vectrices infectées (ici *Hyalomma*) par des oiseaux migrateurs. Or, les hôtes du virus de la FHCC comprennent un grand nombre d'animaux sauvages et domestiques, parmi lesquels les bovins, les moutons et les chèvres, ces derniers pouvant jouer le rôle d'hôte relais pour l'Homme. Il est établi, par ailleurs que la tique *Hyalomma* est présente en Camargue sous tous ses stades développementaux, rendant envisageable un scénario d'émergence de FHCC en France métropolitaine. La redoutable fièvre de la vallée du Rift, dont les ruminants domestiques constituent d'excellents relais de transmission vers l'Homme, y compris sans nécessité de vecteurs une fois la phase épizootique installée, a frappé plusieurs fois l'Arabie Saoudite depuis 2000, a atteint l'Egypte en 2003, Mayotte en 2007-2008, et a affecté la Mauritanie en 1998, 2003, 2012 et 2015. Des études sérologiques récentes ont suggéré que le virus de la FVR aurait d'ores-et-déjà diffusé en Afrique du Nord.

Le tableau 5.1.5 récapitule les principales arboviroses zoonotiques dans lesquelles les animaux de production peuvent jouer un rôle, en tant que réservoirs, hôtes relais et/ou victimes. Le tableau 6 présente les 20 maladies transmissibles par des arthropodes qui font partie de la liste des maladies devant faire l'objet d'une déclaration à l'OIE (dont 18 affectent principalement des espèces de production et 8 sont des zoonoses avérées), car elles peuvent avoir un impact important sur le commerce des animaux vivants et/ou de leurs productions. Quant au tableau 7, il présente la liste des maladies vectorisées prioritaires selon le classement du NIAID³ (catégories A et B). Il est à noter que sur les 4 maladies de la catégorie A, toutes sont des zoonoses et deux ont pour réservoirs des ruminants domestiques (fièvre de la vallée du Rift et fièvre de Crimée Congo) (Stuchin et al, 2015).

³ NIAID : National Institute for Allergic and Infectious Diseases

Tableau 5.1.5. Principales arboviroses zoonotiques impliquant des animaux de production comme réservoirs, hôtes relais pour l'Homme et/ou victimes (d'après (Haddad and Toma, 2016))

Famille et genre viral	Nom de la maladie (et du virus)	Distribution géographique	Arthropodes vecteurs	Espèces cibles ou amplificatrices (+réservoir)	Symptômes chez l'Homme
<i>Bunyaviridae</i>					
<i>Phlebovirus</i>	Fièvre de la vallée du Rift	Afrique	Moustiques	Ruminants, Homme	Syndrome grippal, Hépatite, hémorragique, Fièvre
<i>Nairovirus</i>	Maladie de Nairobi	Afrique de l'Est	Moustiques	Petits ruminants, Homme	Hépatite, hémorragique, Fièvre
	Fièvre Crimée-Congo	Afrique, Asie	Tiques	Homme, ruminants	Hépatite, hémorragique, Fièvre
	Tahyna*	Europe (dont France), Australie	Moustiques	Homme, lagomorphes, cheval	Syndrome fébrile
<i>Flaviviridae</i>					
<i>Flavivirus</i>	Bhanja	Afrique, Asie, Europe	Tiques	Bovins, ovins, Homme	Fièvre, myalgies et arthralgies, céphalée, photophobie.
	Encéphalite japonaise	Asie	Moustiques	Porc, Homme, (oiseaux)	Encéphalite
	Encéphalite à tiques*	Europe : de la Scandinavie à la Grèce	Tiques	Homme, mouton, chèvre (rongeurs, oiseaux)	Encéphalite
	Louping ill (groupe encéphali-tes à tiques)	Grande Bretagne historiquement, extension en Europe	Tiques	Homme, ≠ mammi-fères, dont mouton et lièvre Lagopède	Syndrome grippal, ± encéphalite graves
	Usutu*	Afrique du Sud, extension en Europe (dont France)	Moustiques	Homme, cheval, rongeurs (oiseaux)	Fièvre avec éruption, Encéphalite, Arthralgies
	Fièvre West-Nile*	Afrique, méditerranée, France, Portugal, Europe de l'Est, Asie Am. du nord	Moustiques	Homme, cheval (oiseaux,...)	Fièvre avec éruption, Encéphalite, Arthralgies
<i>Orthomyxoviridae</i>					
<i>Thogotovirus</i>	Thogoto	Afrique	Tiques	Mouton, Homme Autres mammifères ?	Fièvre, encéphalite
<i>Togaviridae</i>					
<i>Alphavirus</i>	Encéphalite équine de l'Est	Amérique (Côte Est)	Moustiques	Equidés, Homme, (oiseaux)	Encéphalite
	Encéphalite équine de l'Ouest	Amérique	Moustiques	Equidés, Homme, (oiseaux)	Encéphalite
	Encéphalite équine du Venezuela	Amérique (tropicale et sub-tropicale)	Moustiques	Equidés, Homme, (petits mammifères)	Encéphalite
	Fièvre à virus Ross River	Australie	Moustiques	Marsupiaux, rongeur, cheval, Homme	Syndrome fébrile Algique

*Virus déjà détectés en France métropolitaine (infections autochtones animales et/ou humaines)

Tableau 5.1.6. Maladies transmissibles par des arthropodes qui font partie de la liste des maladies devant faire l'objet d'une déclaration à l'OIE

Nom de la maladie	Rôle des animaux de production dans le cycle	Espèces d'animaux de production concernées	Caractère zoonotique
Fièvre catarrhale ovine	R ; V	Mouton, (bovins, chèvre)	
Fièvre de Crimée Congo	HR	Ruminants	+
Cowdriose	R ; V	Bovins	
Encéphalite équine de l'Est	V	Chevaux	+
Encéphalite japonaise	V	Porc	+
Fièvre de la vallée du Rift	R ; V	Ruminants	+
Surra	V	Chevaux, dromadaires, (bovins)	
Tularémie			+
Fièvre West Nile	V	Chevaux	+
Maladie de Nairobi	V	Petits ruminants	Exceptionnel
Peste porcine africaine	V	Porc	
Anaplasmosse bovine	V	Bovins	
Babésiose bovine	R ; V	Bovins	
Théileriose	R ; V	Bovins	
Trypanosomoses	V	Nombreuses espèces*	Rares espèces*
Encéphalite équine de l'Ouest	V	Chevaux	+
Anémie infectieuse équine	R ; V	Chevaux	
Piroplasmose équine	R ; V	Chevaux	
Peste équine	V	Chevaux	
Encéphalite équine du Venezuela	V	Chevaux	+

R = Réservoir ; HR = hôte relais ; V = victime

* selon l'espèce de *Trypanosoma*

Tableau 5.1.7. Liste des maladies vectorisées prioritaires selon le classement du NIAID⁴ (catégories A et B) (d'après (Stuchin *et al.*, 2015))

Catégorie	Maladie	Rôle des animaux de production dans le cycle	Espèces d'animaux de production concernées	Caractère zoonotique
A	Peste humaine			+
	Tularémie			+
	Fièvre de la vallée du Rift	R ; V	Ruminants	+
	Fièvre de Crimée Congo	HR	Ruminants	+
B	Typhus exanthématique			?
	Encéphalite de Californie			+
	Encéphalite équine du Venezuela	V	Chevaux	+
	Encéphalite équine de l'Est	V	Chevaux	+
	Encéphalite équine de l'Ouest	V	Chevaux	+
	Encéphalite japonaise	V	Porc	+
	Encéphalite de St Louis	V	Chevaux	+

Parmi les maladies déjà « résidentes », la tularémie, la fièvre Q (cycle naturel entre micromammifères et tique), l'anaplasmose granulocytaire, l'encéphalite à tiques... pourraient voir leur prévalence chez les animaux et chez l'Homme augmenter nettement, d'autant qu'il est maintenant démontré qu'un même vecteur est habituellement l'hôte de plusieurs agents pathogènes.

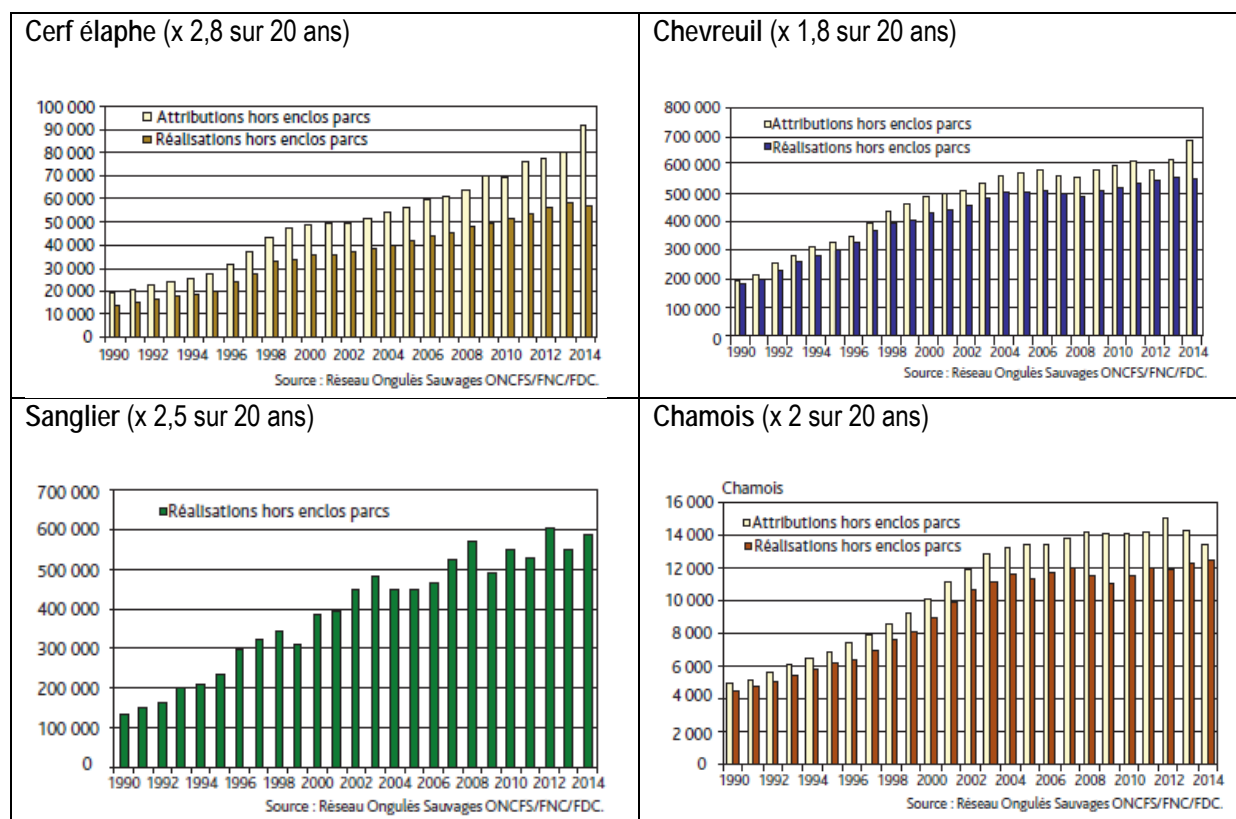


Figure 6. Évolution annuelle sur 20 ans du tableau de chasse national pour différentes espèces d'ongulés sauvages (ONCFS, 2015).

⁴ NIAID : National Institute for Allergic and Infectious Diseases

En outre, les études bibliographiques récentes montrent que 40% des agents pathogènes émergents chez l'Homme et l'animal sont des agents à transmission vectorisée. Le potentiel d'émergence de ces agents est majoré notamment par leur caractère multi-hôtes, par les changements climatiques locaux et leurs conséquences ainsi que par la globalisation des échanges (Stuchin *et al.*, 2015). En outre, la capacité de certains arbovirus à muter leur a conféré récemment une plus grande aptitude de diffusion et/ou une plus forte virulence. Cela a été par exemple observé dans le cas de la souche US de virus West Nile de lignage 1 (évolution de la souche initiale NY99 vers la souche WN02 au travers de la mutation de trois nucléotides lui conférant une plus grande aptitude à être transmise par les moustiques *Culex pipiens* et *C. tarsalis*) (Kilpatrick AM & Randolph SE, 2015).

Dans cet ensemble, il ne faut surtout pas oublier le rôle de l'environnement dans la persistance et/ou la diffusion d'agents zoonotiques.

La contamination de l'environnement par de tels agents peut notamment résulter :

- Des animaux de ferme, directement ou indirectement : souillure des pâturages par les animaux domestiques vivants (*M. bovis*) ou par leurs cadavres (*Bacillus anthracis*, agent de la fièvre charbonneuse), souillure de l'air ambiant par l'émission de pseudo-spoires de *Coxiella burnetii*, l'agent de la fièvre Q, souillure des cours d'eau par les avortons de ruminants (*Brucella*) ou par les urines des animaux domestiques atteints de leptospirose...
- Du rôle combiné de la faune sauvage et des animaux de ferme : ainsi, des études sur la distribution spatio-temporelle des ongulés domestiques et sauvages en zone méditerranéenne, tendent à focaliser les interactions les plus fortes au niveau des points d'eau, avec transmission directe et indirecte de *M. bovis* entre bovins et sangliers au sud de l'Espagne (Barasona *et al.*, 2014). Ces interactions tendant à être plus fréquentes durant l'été, le réchauffement climatique pouvant tendre à les accroître.
- De l'épandage de fumier sur les terres agricoles. Cet épandage peut entraîner la contamination des sols, des eaux et des plantes par des nombreux germes zoonotiques, parmi lesquels ECEH O157:H7, des salmonelles, *Campylobacter*, *Yersinia*, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia*. Des différences intrinsèques de survie sont observées entre les genres et espèces bactériens, certains agents zoonotiques peuvent persister longtemps voire se multiplier dans de tels substrats, dans des conditions mimant celles des conditions naturelles à la ferme. Ainsi, *E. coli* O157:H7 survit 630 jours à des températures inférieures à 23°C dans du fumier de mouton non aéré et 120 jours s'il est aéré. *Campylobacter coli* survit jusqu'à 20 semaines dans les déjections animales. Le degré de dessiccation et la température influent de façon très importante sur le temps de survie de divers agents pathogènes, dont ceux cités, mais aussi divers serovars de *Salmonella*. Le temps de survie de certains agents pathogènes après l'épandage a été étudié, ainsi que leur potentiel à atteindre les nappes aquifères. Il a ainsi été montré que la survie des agents pathogènes est favorisée par les environnements aqueux, la température étant également un paramètre important. L'incorporation du fumier au sol plutôt que son dépôt en surface favorise aussi la survie des agents pathogènes. Cependant, certains agents comme *Cryptosporidium parvum* ont un long temps de survie, même dans ces conditions (Venglovsky *et al.*, 2009). Le potentiel de *Cryptosporidium* et de *Giardia* à contaminer le sol et les eaux de surface après épandage a été démontré. Si dans les conditions d'épandage, la concentration de la plupart des agents zoonotiques a décliné au-dessous des niveaux de détectabilité après 64 jours, *Listeria monocytogenes* a été retrouvée après 128 jours dans certaines parcelles. Enfin, la contamination bactérienne de légumes après épandage a été démontrée (Islam *et al.*, 2004). Cette tendance était à la hausse durant la décennie 1990-2000, au moins un nouvel agent pathogène par an s'étant avéré transmissible par l'environnement (OMS, 2003), même si les effets de l'augmentation des niveaux de production de fumier ne sont pas quantifiables en termes d'impact sur la santé humaine (Guan & Holley, 2003). En revanche, d'après des études américaines et françaises, la contamination par le virus émergent zoonotique qu'est le virus de l'hépatite E, à partir des effluents des élevages de porcs, ne semble pas significative, tout au moins à un niveau détectable (Gentry-Shields *et al.*, 2015 ; Grodzki *et al.*, 2014).

Le risque de contamination chimique et biologique de l'environnement par les effluents des fermes est pris en compte par la réglementation des établissements classés et des préconisations ont été faites en matière de traitement des effluents pour limiter le risque de transmission d'agents zoonotiques (Afssa *et al.*, 2002; Guan and Holley, 2003). Une étude récente portant sur l'évolution de la contamination du lisier de porc par le virus HEV au cours d'un nouveau procédé de compostage, a montré que durant les premières étapes du processus, la contamination était de 80% (détection par RT-PCR) pour ne plus être détectable aux étapes tardives du process (Garcia *et al.*, 2014).

- Des déjections humaines. Ainsi, la cysticercose bovine est directement liée à l'émission non contrôlée de déjections humaines (personnel de la ferme, camping sauvage, rejet des trains...).

L'impact de telles situations ou pratiques peut être important :

- Sur le plan de la santé publique : certaines des zoonoses évoquées peuvent être sévères (fièvre Q, leptospirose,...).
- Sur le plan économique : il importe de prendre en compte la bonne décontamination des fumiers lorsqu'ils sont recyclés. En outre, la contamination par des cadavres des sols peut avoir des conséquences sanitaires à très long terme. Ainsi, en 2016, le nombre de foyers de fièvre charbonneuse a été particulièrement élevé, sans doute du fait d'une conjonction d'événements climatiques favorables à l'exhumation des spores de *Bacillus anthracis* à la surface des pâturages. Il a été possible de relier certains de ces foyers à l'existence de vieux « champs maudits » dont la mémoire collective avait oublié l'existence.
- Sur le plan écologique, une meilleure compréhension, même partielle, de la complexité des interactions entre les différents acteurs écosystémiques pourrait contribuer à une meilleure maîtrise des facteurs susceptibles de favoriser des émergences ou réémergences zoonotiques, et constitue une clé pour la surveillance (Payne *et al.*, 2014; Vandegrift *et al.*, 2010).
- Sur le plan sociétal : des cas de foyers de fièvre Q ou de leptospirose peuvent avoir un impact négatif sur l'écotourisme. Inversement, ils peuvent conduire à une réflexion sur la nécessité de sensibiliser les citoyens au fait que la nature est un espace vivant qu'il convient de ne pas idéaliser, comme l'illustre aussi le cas de la maladie de Lyme (borréliose transmise par les tiques).

5.1.1.2.4. Travail, emploi

Parmi les plus exposés aux risques de zoonose, figurent les éleveurs eux-mêmes, leur famille, leurs employés et éventuellement leurs voisins.

- Sur le plan de la santé publique, certaines zoonoses peuvent donner lieu à des complications et/ou à des séquelles, voire la mort, et donc avoir un impact important. Ceci a conduit à inclure certaines zoonoses dans la liste des maladies à déclaration obligatoire et/ou professionnelles (MSA). Cependant, la déclaration ne se faisant qu'une fois la maladie apparue, la seule protection des travailleurs à la ferme d'un point de vue prophylactique est la mise en place d'un document unique d'évaluation des risques professionnels, auquel il est crucial d'accorder une importance toute particulière (ex. : protection des travailleuses enceintes vis-à-vis de l'exposition à un agent zoonotique abortif chez la femme et chez les ruminants, notamment pendant la période de mise bas, qui s'accompagne de risques d'excrétion plus élevés).
- Il est important dans ce contexte que les professionnels en contact avec les animaux et/ou leurs produits intègrent un certain nombre de bonnes pratiques permettant de se préserver au mieux des risques zoonotiques mais aussi de ne pas les contaminer. Cependant, il convient de rappeler ici que très peu de maladies zoonotiques correspondent à des dangers réglementés chez les animaux, et certaines comme la fièvre Q ont très probablement un impact largement sous-estimé, chez les animaux de

production comme chez l'Homme. Qu'il soit avéré ou pas, le sentiment d'un désengagement croissant de l'Etat assorti d'exigences de plus en plus fortes en matière de maîtrise des risques, peut conduire à une lassitude des acteurs, même si le soutien d'associations de type GDS joue un rôle fédérateur très important.

- Sur le plan économique, sauf lorsque les affections zoonotiques exposent à des crises majeures susceptibles d'affecter non seulement l'élevage, mais une bonne partie de la filière, l'impact sur le travail et l'emploi est limité. Cependant, des crises de l'ampleur de celle de l'ESB, de par leurs conséquences sur le plan sociétal et économique, sont susceptibles d'induire un stress (Mitra *et al.*, 2009) voire une souffrance très importante pour les fermiers, qui peut perdurer des années et avoir des retombées très lourdes (abandon d'activité, conversion, dépression voire suicide). Un accompagnement pérenne de la part de l'Etat et/ou des associations professionnelles est donc fondamental dans ces cas. L'impact sur l'emploi peut largement déborder celui du strict secteur agricole. Ainsi, lors de la crise de « la vache folle » en Grande Bretagne, en 1996, de nombreux abattoirs ont fermé ou ont mis leurs employés en temps partiel, du fait de la chute des ventes de viande de bœuf (-40%) (Atkinson, 2001).

5.1.1.2.5. Société, citoyens

Parfois les contraintes imposées par certaines maladies zoonotiques peuvent aboutir, d'une façon contre-intuitive, à des retombées objectivement positives. La gestion imposée par l'indispensable maîtrise de la tuberculose bovine a eu un impact structurant. En effet, cette maladie est à l'origine de la genèse non seulement des GDS (groupements de défense sanitaire) en 1951, mais aussi du tripode GDS-GTV-VS (Groupements Techniques Vétérinaires, Services Vétérinaires). Né en Vendée, ce modèle organisationnel de lutte contre une maladie zoonotique du bétail, a non seulement eu un impact national, mais international, puisqu'il a été appliqué dans divers autres pays et a valu à la France d'être considérée à juste titre comme un modèle d'excellence en matière de lutte contre les maladies réglementées des animaux de production.

Aujourd'hui, des zoonoses servent de base à la mise en place de projets scientifiques résolument orientés vers la science participative. Si la maladie de Lyme, qui implique peu les animaux de production (sauf indirectement en tant que source alimentaire pour les tiques), est au cœur de telles initiatives, elles gagneront dans l'intérêt non seulement de la santé publique mais aussi en tant que ciment entre les différentes catégories de citoyens à s'élargir demain à d'autres modèles.

Enfin, l'émergence ou de la réémergence de certaines zoonoses contribue à une prise de conscience de la nécessité d'une coordination entre les différents acteurs, notamment vétérinaires et médecins (concept One Health), à l'instigation de l'OMS, de l'OIE et de la FAO.

▫ Les zoonoses, sources d'impacts négatifs pour la société.

- Lorsque la société est très sensibilisée, à tort ou à raison, à un risque zoonotique dont la résonnance médiatique est élevée, des réponses plus ou moins appropriées peuvent être apportées (cf. H1N1 en 2009 et politique vaccinale qui en a résulté). La communication est donc un élément très sensible car elle va conditionner le « rapport » que les citoyens entretiendront avec certaines zoonoses (ex. : IAHP, ESB et nouveau variant de la maladie de Creutzfeldt Jakob). Une telle communication est tributaire aussi de la connaissance que l'on a de la maladie et de l'agent et de la surveillance des émergences ou réémergences. Une clé importante pour la gestion de telles situations, surtout s'il s'agit de crises sanitaires émergentes majeures, est l'investissement dans la recherche, y compris en sociologie et en économie de la santé. Par exemple, des approches innovantes émergent en réponse aux enjeux, incluant notamment des approches plus écosystémiques d'investigation et de lutte et intégrant la puissance des nouveaux outils comme les approches haut débit. Il apparaît aussi de plus en plus important de mieux connaître l'écologie de la faune sauvage susceptible de jouer le rôle de réservoir ou

d'hôte relais, pour comprendre les cycles infectieux dans la nature et agir de façon plus appropriée vis-à-vis de ces réservoirs (Carter *et al.*, 2007) lorsque cela est possible, et de se tourner vers des stratégies de lutte à la fois plus globales et plus respectueuses de l'environnement, comme la perspective de mise au point de vaccins anti-arthropodes pour une lutte intégrée à la fois contre les vecteurs et les agents pathogènes qu'ils hébergent (Fitzpatrick, 2013; Liu *et al.*, 2014)...

- Un impact direct sur le patrimoine vivant : en effet, certaines zoonoses réglementées comme la brucellose, si elle venait à réapparaître, peut avoir des conséquences lourdes, en terme de conservation du patrimoine, qui impose l'abattage total des troupeaux, sans dérogation possible, y compris ceux constitués de races d'intérêt local, dont les effectifs sont très réduits.
- Une perception négative des mesures de police sanitaire appliquées par la puissance publique en situation de crise sanitaire. Le public ressent un manque d'égard pour la vie et pour le bien-être animal des mesures d'abattage sanitaire ou même de confinement des animaux. De telles mesures sont considérées comme de moins en moins acceptables par les citoyens. L'exemple le plus illustratif est celui de la réaction de la société anglaise, voire internationale, lors du dernier épisode le plus grave d'une maladie soumise à plan d'urgence non zoonotique, la fièvre aphteuse, survenu en GB en 2001. Lors de cet épisode, qui a conduit à l'abattage ou à la mort de plus de 6 millions d'animaux de production, et a coûté en pertes directes et indirectes plus de 3,1 milliards de £ (Thompson *et al.*, 2002), la réaction de rejet vis-à-vis des charniers et de l'émission de dioxine que les foyers à ciel ouvert ont généré, a été très forte. Nous pouvons aisément supputer qu'un foyer important d'IAHP zoonotique entraînerait à certains degrés des réactions du même ordre.
- Un impact potentiel sur des pratiques ancestrales, comme la transhumance ?
- Un impact sur l'engouement actuel pour l'écotourisme, sur l'agrotourisme et les fermes pédagogiques, ainsi que pour la consommation de produits artisanaux. Les conséquences d'une maladie comme la fièvre Q ou d'une infection par un ECEH peuvent être très lourdes et il est important de sensibiliser les citoyens au fait que se rapprocher de la nature en général et des fermes en particulier doit s'accompagner de précautions élémentaires. De la même façon, il est important de sensibiliser les éleveurs quant au fait qu'une visite à la ferme pourra avoir un effet contre-productif si la maîtrise la plus complète possible des risques zoonotiques n'est pas prise en compte en amont et pendant les visites pédagogiques, et dans le cadre agrotouristique.
- De la même façon, l'accroissement des pratiques d'élevage en milieu ouvert, s'il permet de restaurer des pratiques plus en cohérence avec une représentation sociale d'une éthique de l'élevage, et s'il conduit à limiter certains usages discutables des anti-infectieux (antibiotiques, antiparasitaires), devra tenir compte des risques qui sont associés. Ainsi il faut être conscient des conséquences d'une promiscuité accrue « faune d'élevage-faune sauvage » en lien avec l'augmentation très marquée de la densité des grands ongulés sauvages (dont certains fortement infectés par des agents zoonotiques en zones de pâtures) et avec leur expansion territoriale. L'ampleur des populations d'arthropodes vecteurs, insectes et tiques, (Little, 2013), dont beaucoup sont infectés par plusieurs agents infectieux dont certains zoonotiques, couplée aux modifications des structures paysagères imposées par l'Homme, risquent d'influer notablement sur le niveau du risque zoonotique. Dans un tel contexte une surveillance attentive mérite d'être maintenue ou développée. Le fait qu'il s'agisse de relativement petites unités d'élevage devrait permettre de limiter les risques zoonotiques à un niveau acceptable. Mais l'essor de l'élevage péri-urbain (importance des clubs hippiques et du cheptel de chevaux de loisir) et de l'agriculture urbaine, en particulier la détention et l'élevage d'animaux, constitue un nouveau et incontestable défi en matière de prévention et de contrôle des risques zoonotiques. En effet ces pratiques génèrent de nouvelles interfaces Homme-animal. Le cas des détentions urbaines, non-professionnelles, d'animaux de production crée un environnement sanitaire où les propriétaires sont peu compétents en détection des troubles de santé, où rarement une stratégie raisonnée de gestion sanitaire sera conçue et déployée, et qui sera plus difficilement contrôlable et maîtrisable que les fermes en milieu rural (Rizzoli *et al.*, 2007).

5.1.1.3. Conclusions

Au vu des dangers et des risques mentionnés dans ce chapitre, la liste des zoonoses à surveiller en Europe, telle qu'elle a été établie par l'Union Européenne en 2003, sans réactualisation depuis, dans la directive 2003/99/CE, reste très largement d'actualité pour les années à venir. Cependant, les stratégies de surveillance ont leurs limites : on ne surveille que ce qu'on connaît et on a de vision qu'au sujet de ce qu'on a surveillé. Les stratégies de surveillance syndromique rigoureuses permettent utilement d'orienter précocement les investigations aux endroits où on enregistre une alerte, où une émergence est suspectée. Or les sciences et les technologies contemporaines permettent indiscutablement de concevoir des stratégies de veille ou de surveillance sans a priori par mise en pratique de progrès technologiques. En théorie ces stratégies, basées sur le séquençage massif des génomes, permettraient de détecter chez les animaux d'un territoire donné les macro- et micro-organismes y séjournant. Certes, de conséquents enjeux d'innovation, d'intégration disciplinaire et de financement doivent être résolus pour envisager des déploiements opérationnels. Nous pouvons raisonnablement considérer qu'un prochain progrès consistera à améliorer et systématiser ce type de surveillance sanitaire sans a priori permettant de disposer d'une connaissance holistique de la biodiversité d'un éco-patho-système à un instant donné. De telles données, nourriront des modèles aptes à prédire diffusion et impact des organismes pathogènes et éclaireront très utilement les choix de stratégies de gestion sanitaire à mettre en œuvre.

4. Autres zoonoses et agents zoonotiques

La surveillance constitue en effet une base importante du contrôle des zoonoses, en particulier émergentes. Pour en illustrer l'importance, l'exemple de la maladie à virus West Nile aux USA est intéressant. La figure 7 montre l'évolution respective des financements pour la surveillance et celle du nombre de cas humains de formes neuro-invasives. Le problème est de maintenir le financement et la motivation sur la durée.

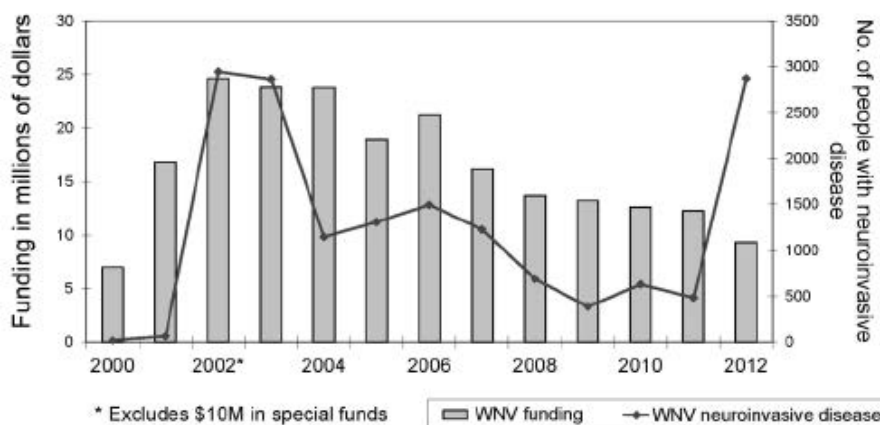


Figure 5.1.7. Soutien financier pour la surveillance de l'infection à virus West Nile (WNV) et nombre de personnes atteints de forme neuro-invasive, 2000-2012 (Mack, 2015)

5.1.2. Usages des anti-infectieux, particulièrement des antibiotiques

5.1.2.1. Raisonner dans le cadre d'une seule santé ; « One Health ».

Les dix dernières années ont connu un accroissement de la mesure de la circulation d'agents infectieux zoonotiques ou non, émergeant comme ré-émergeants (gripes H1N1, H5N1, fièvre catarrhale, MERS-CoV, maladie de Schmallenberg, FHCC, SRAS, chikungunya, ebola, ...). Ce sont des indicateurs d'une mondialisation

croissante des risques sanitaires. L'importance de l'interface homme-animal-écosystème dans l'évolution et l'émergence des agents pathogènes est apparue. En tant que bien public mondial, la sécurité sanitaire doit être appréhendée à l'échelle de la planète, dans une perspective globale et transversale intégrant santé humaine, santé animale, santé végétale, santé des écosystèmes et biodiversité. Constatant les limites des approches conventionnelles concernant les maladies infectieuses, la Wildlife Conservation Society a proposé en 2004 une approche cohérente globale et préventive de protection de la santé humaine (dynamique « One World-One Health »).

Six organisations internationales (OMS, FAO, OIE, UNICEF, UNSIC, banque mondiale) ont élaboré un cadre de référence fondé sur ce concept en 2008. En 2010, FAO, OIE et OMS ont élaboré une note tripartite énonçant le « partage des responsabilités et la coordination des actions globales pour gérer les risques sanitaires aux interfaces animal-homme-écosystèmes ». Le périmètre de ces actions ne concerne pas seulement les zoonoses mais aussi toutes maladies ayant un impact sur la santé publique et la sécurité alimentaire.

Cette initiative doit permettre de répondre à différents enjeux :

- Un enjeu de santé publique internationale (pour les raisons mentionnées en préambule et dans le chapitre 1),
- Un enjeu économique et de sécurité sanitaire : des évaluations de la banque mondiale sur l'impact de pandémies sur la production montrent qu'elles constituent une menace pour la sécurité alimentaire dans certains pays,
- Un enjeu environnemental : la compréhension des liens entre écosystèmes, biodiversité (ressource pour les caractères de robustesse des animaux, ressources pour des molécules bio-actives innovantes) et maladies infectieuses ouvre des perspectives en termes de lutte biologique et de stratégies de biocontrôle,
- Un enjeu sociétal : Les épisodes SRAS et H1N1 ont provoqué des réactions irrationnelles et parfois inappropriées, des stigmatisations, une défiance envers les pouvoirs publics gestionnaires du risque, les agences mondiales ou les communautés scientifiques. Il en a résulté un impact négatif sur l'adhésion des populations aux mesures sanitaires à suivre. L'importance de la communication en temps de crise est apparue cruciale pour l'appropriation des stratégies par toutes les parties prenantes et leur correcte mise en œuvre.

La mise en œuvre de la dynamique « One Health » nécessite un renforcement des collaborations entre champs de santé humaine, animale et environnementale sur différents points :

- Renforcement des capacités de détection et de surveillance,
- Renforcement des systèmes d'alerte précoce
- Renforcement des capacités des autorités sanitaires en matière de prévention, préparation et intervention face aux foyers de maladies,
- Promotion de la collaboration inter sectorielle entre public et privé dans le domaine de la santé des animaux d'élevage, de la faune sauvage, des écosystèmes,
- Recherche sur conditions d'émergence et de diffusion des maladies.

Concrètement, des mécanismes de coordination internationale ont été mis en place. Ainsi, le renforcement de la coordination entre OMS, OIE et FAO s'est traduit par l'organisation de réunions tripartites annuelles et l'adoption de normes conjointes. Des structures collaboratives ont été créées : le réseau OFFLU (réseau OIE/FAO d'expertise sur les grippez animales) ou le centre de gestion des urgences en santé animale conjoint OIE/FAO.

Sur le plan de la recherche scientifique, cela s'est traduit par le développement de collaborations interdisciplinaires comme le réseau MedVetNet.

5.1.2.2. Usage d'antibiotiques en élevage et antibiorésistance.

L'usage pertinent et justifié des antibiotiques en élevage relève de facto de la dynamique One Health puisqu'au sujet de ces médicaments déterminants dans la maîtrise des risques bactériens, les intérêts de santé humaine et ceux de la santé des animaux sont indissociablement liés par les enjeux de résistances acquises et échangées par les bactéries. Sans toutefois qu'ils partagent complètement la totalité des molécules thérapeutiques antibiotiques, il est légitime de considérer que les deux secteurs (animal et humain), font un co-usage généralisé d'une pharmacopée unique à la valeur critique en santé publique comme en santé publique vétérinaire. En effet, tout usage d'une classe pharmacologique particulière d'antibiotiques, par un secteur, engendre un impact sur le rendement d'usage dans l'autre secteur. Même les molécules ou les classes d'antibiotiques restreintes aux usages chez l'Homme, peuvent subir des impacts issus du domaine animal par l'entremise de diffusions de résistances croisées acquises chez l'animal dans le contexte d'usage d'antibiotiques différents, ou de résistances développées par les flores animales (voir telluriques) exposées à des résidus provenant d'un usage humain et qui gagnent inmanquablement l'environnement (réseaux d'assainissement urbains et ceux drainant les eaux usées des hôpitaux dans des stations d'épuration productrices de boues d'usages agricoles, par exemple). Enfin, ces enjeux sont rendus encore plus ardues par la seule dimension pertinente de tout plan efficace et durable de lutte : la dimension planétaire. En effet, quel est le délai nécessaire pour qu'une forme de résistance bactérienne, issue du mésusage d'un antibiotique sur un continent, gagne un autre continent ? Ce sont les quelques heures du temps de vol inter-continental ! L'élément génétique de résistance voyage le plus souvent « clandestinement », pas même dans une bactérie pathogène, mais dans une bactérie symbiotique humaine (du microbiome digestif en particulier) ou dans la flore bactérienne associée à des denrées exportées.

Ainsi, ces enjeux globaux liés à l'antibiorésistance interpellent fortement l'usage des antibiotiques chez les animaux, et tout particulièrement en élevage, et désignent les flores bactériennes commensales et les flores de l'environnement comme les plaques tournantes des risques de santé publique associés aux antibiotiques utilisés en agriculture (Aarestrup, 2015).

Les antibiotiques sont utilisés pour préserver la santé des animaux et ils contribuent au respect du bien-être animal (être en capacité de traiter des animaux malades). De surcroît, dans nombre de pays hors d'Europe, ils sont toujours utilisés pour augmenter l'efficacité alimentaire dans une indication dite « antibiotiques promoteurs de croissance ». Il existe un consensus sur le fait qu'utiliser des antibiotiques sélectionne des bactéries porteuses de gènes de résistance et qu'un transfert de ces gènes/bactéries à l'homme est possible. Les modalités de ce transfert ainsi que son intensité sont encore imparfaitement renseignés. On a décrit une variété de mésusages des antibiotiques qui concourent à amplifier et à accélérer les phénomènes de sélection et de diffusion des résistances. Ces modalités de mésusages constituent précisément les cibles opérationnelles de campagnes de prévention ou de traitement des résistances.

L'OMS a classé les antibiotiques selon leur importance en médecine humaine (critiques, très importants ou importants) et parmi ces 260 substances un nombre variable, selon les pays, sont autorisés en médecine vétérinaire (ex : 39 aux USA, où l'usage des antibiotiques facteurs de croissance est toujours légal). En Europe seul l'usage thérapeutique est autorisé. Pour déterminer quelles modalités d'usage des antibiotiques en élevage pose problème en santé publique, il convient de connaître et d'analyser les bactéries constituant un problème avéré de santé publique liée à leur résistance fréquente et pour lesquelles l'usage d'antibiotiques en élevage constitue un risque. Ainsi, *Neisseria gonorrhoe*, dont la résistance aux tétracyclines constitue une préoccupation de santé publique, est transmise par voie interindividuelle sexuelle chez l'humain. Une telle transmission est donc sans lien épidémiologique direct avec le secteur agricole. A l'inverse, *Campylobacter*, responsable de toxi-infections alimentaires, est transitoirement présent dans le tube digestif de nombreuses espèces d'animaux d'élevage. *Acinetobacter* dont la multi-résistance pose problème en médecine humaine, est présent dans des

réservoirs environnementaux et peut donc échanger des gènes de résistance avec les bactéries du sol. Néanmoins, aucun des antibiotiques utilisés pour traiter les infections à *Acinetobacter* n'est autorisé en médecine vétérinaire (i.e. : classe des carbapénèmes).

En 2015, un premier rapport intégratif associant trois agences de la Commission européenne analyse les relations entre consommation d'antibiotiques par les animaux d'élevage et occurrence de l'antibiorésistance chez l'Homme (ECDC/EMA Joint Working Group, 2009). Les données proviennent des réseaux de collecte des agences (données annuelles par pays) en 2011 et 2012. L'analyse a concerné quelques antibiotiques/bactéries d'intérêt majeur. L'unité de mesure de la consommation n'étant pas la même chez l'Homme et les animaux (DDD-Defined Daily Dose vs quantité de matière active) une conversion a posteriori des données de consommation a été nécessaire pour les harmoniser. Selon les pays, les quantités consommées en médecine vétérinaire sont plus élevées, voisines ou plus faibles (15/26 pays) par rapport à la médecine humaine. Un indicateur de résistance a été construit pour trois espèces d'animaux d'élevage. Selon les binômes d'« antibiotiques et bactéries résistantes » considérées, les résultats sont contrastés. Ainsi, chez l'Homme, une association positive entre usage de céphalosporines et fluoroquinolones en médecine humaine et résistance existe pour *Escherichia coli* mais pas pour les salmonelles. Pour les céphalosporines et les fluoroquinolones, il existe une association positive entre leur niveau de consommation et la résistance chez les bactéries indicatrices (*Escherichia coli*) animales et humaines. En revanche, il n'a pas été mis en évidence d'association entre niveau de consommation des céphalosporines et fluoroquinolones chez les animaux d'élevage et l'occurrence des résistances chez l'Homme alors que ce lien existe pour les macrolides. Le rapport met en exergue la complexité des déterminants du phénomène d'antibiorésistance. Les auteurs rappellent la variabilité des systèmes de collecte d'information entre pays qui doit inciter à l'interprétation prudente de ces résultats. Il est recommandé de faire évoluer les dispositifs de collecte de données pour les rendre plus précis.

La problématique de l'antibiorésistance est globale et inclut l'environnement. En effet, l'exposition des bactéries de l'environnement aux antibiotiques de différentes origines peut favoriser l'émergence et la sélection de résistances. Il est donc nécessaire de mieux comprendre l'impact global des activités humaines sur la résistance : usages non humain, déchets de fabrication industrielle des médicaments, relargages (de médicaments et de bactéries résistantes) dans l'environnement d'origine domestique et agricole, influence de la mauvaise qualité microbiologique des approvisionnements en eau. Il est important de déterminer quelles sont les pratiques agricoles qui impactent la résistance chez l'Homme, notamment en matière de gestion des effluents de l'agriculture (traitement des lisiers, méthanisation, épandage...). Il faut définir des modalités théoriques de transfert et connaître les conditions favorables à ce transfert pour gérer plus efficacement les risques.

Des études bibliographiques du sujet de l'impact des antibiotiques dans les agroécosystèmes ont identifié des questionnements non-résolus. Des études robustes sont indispensables sur une variété de sujets.

- Les impacts des antibiotiques à faibles concentrations (Franklin *et al.*, 2016a). La quantification des antibiotiques dans les matrices de l'environnement (eaux, sols) est un préalable à la caractérisation de ces impacts, qui devra prendre en compte la complexité liée à la présence de mélanges de substances chimiques (cocktails) capables d'induire des effets additifs, mais aussi antagonismes ou synergies (Aga *et al.*, 2016).
- Des recherches sont également nécessaires pour mieux comprendre le devenir des molécules actives dans l'environnement, avec des cycles probablement complexes. C'est ainsi qu'il a été montré une captation des molécules chimiques par du blé en culture, soit à l'intérieur des grains soit fixées à la surface de la plante, lorsque les cultures sont irriguées avec des effluents de stations d'épuration (Franklin *et al.*, 2016b). Les analyses de risques pour l'Homme de ces expositions à faibles concentrations devrait s'intéresser en priorité aux antibiotiques de plus grande importance (ex : quinolones, céphalosporines, macrolides) et prendre en considération les facteurs influençant l'acquisition de résistance : valeur des doses utilisées, voies d'administration utilisées, et aptitude chimique à la rémanence sous forme active dans l'environnement (Subbiah *et al.*, 2016).

- Etudier une diversité de modes de traitement des effluents agricoles. Par exemple le compostage augmente la dégradation des antimicrobiens dans les fumiers ; avec des différences entre les classes de molécules (Amarakoon *et al.*, 2016). La capacité de réduction de la « pression chimique » au niveau des sols pourrait constituer dans le futur un des éléments pour l'évaluation du rapport bénéfices sur risques de ces classes médicamenteuses.

La complexité de l'étude des origines des résistances aux antibiotiques détectées dans les bactéries environnementales est remarquablement illustrée par une étude de la flore bactérienne naturelle d'une grotte du nouveau Mexique qui évolue depuis plus de 4 millions d'années sans interaction avec le milieu extérieur. Cependant, on y identifie des germes naturellement résistants à 14 antibiotiques actuellement commercialisés, dont l'un, critique, est d'un usage de dernier recours en thérapie humaine de bactéries Gram+. Cette observation contre-intuitive démontre la nécessaire prudence dont il faut faire preuve pour investiguer le rôle des activités anthropiques, agricoles en particulier, dans l'émergence et la diffusion de résistances aux antibiotiques. La résistance aux antibiotiques est un très ancien mécanisme d'acquisition de compétence par pression de sélection qui irrigue de longue date la composition du pangénome bactérien (Bhullar *et al.*, 2012). Cette dynamique se trouve en forte interférence avec les activités humaines des 75 dernières années, mais elle était pleinement opérationnelle avant l'exposition environnementale aux antibiotiques d'origine anthropique. Un mécanisme d'enrichissement spontané en gènes de résistance, de bactéries telluriques, a été démontré lors d'un simple épandage, sur un sol de production céréalière, d'un fumier d'élevage exempt de toute trace d'un quelconque antibiotique. La confrontation écologique de ces deux flores déclenche le phénomène d'enrichissement de résistance. L'étude de la prévalence des résistances devrait donc inclure la prise en compte des paramètres de gestion de l'écosystème dont l'influence vient d'être établie (Udikovic-Kolic *et al.*, 2014).

Beaucoup d'études vont dans le sens de l'ampleur du phénomène de résistance et de la capacité intrinsèque des bactéries à acquérir des mécanismes de résistance dans l'environnement. Il s'agit soit d'approches phylogénétiques étudiant les signatures historiques des déterminants de résistance, soit d'études épidémiologiques reposant sur la mise en évidence de co-localisations. Une hypothèse expliquant l'ampleur du phénomène est que cette résistance confère un avantage compétitif aux bactéries porteuses de ces caractères, les antibiotiques étant impliqués dans divers mécanismes adaptatifs des bactéries.

Du fait de l'existence de cette résistance de façon naturelle dans l'environnement, et pour comprendre l'écologie de la résistance dans les agro-écosystèmes et évaluer l'impact ou l'efficacité de stratégies de maîtrise il faut collecter des informations sur le niveau basal de gènes de résistance/bactéries résistantes dans les systèmes agricoles. Etant donné le grand nombre de modalités de transmission des bactéries résistantes des systèmes agricoles (insectes, aliments, sol) il ne faut pas se focaliser sur les bactéries zoonotiques mais envisager les bactéries environnementales en combinant des approches méthodologiques (culturales/non culturelles) pour mesurer la résistance à différentes échelles : gène/bactérie. Notre connaissance du résistome (diversité, importance) est en effet limitée par le caractère non cultivable de la majorité des bactéries présentes dans l'environnement.

Malgré le caractère ancien de la résistance aux antibiotiques dans l'environnement, l'impact de l'activité humaine sur l'importance du résistome environnemental a été démontré. Ainsi, aux Pays bas, dans des sols conservés dans une banque d'échantillons, l'abondance des gènes de résistance était 2 à 15 fois supérieure en 2008 que dans les années 70 (Knapp *et al.*, 2010), notamment vis-à-vis de beta-lactamines et de tétracyclines, et plus précisément pour les BLSE de la famille CTX-M. Alors que dans les années 70-80, *Acinetobacter*, une bactérie fréquemment présente dans le sol et l'eau, était sensible aux antibiotiques, elle est actuellement devenue une des plus difficile à traiter parmi les bactéries à gram négatif.

Plusieurs études ont visé à décrire les flux de bactéries résistantes dans l'environnement. Ainsi pour deux bactéries résistantes majeures en médecine humaine (MRSA : methicillin resistant *S aureus* et *E coli* produisant des BLSE), l'hypothèse privilégiée est celle d'une transmission des animaux d'élevage vers la faune

sauvage/l'environnement. En ce qui concerne les MRSA, les échanges auraient plutôt lieu via des contacts directs entre homme et animaux, dans la communauté de travail associant éleveurs et animaux, via un portage cutané ou au niveau des flores naso-pharyngées (van Cleef *et al.*, 2015).

Les antibiotiques peuvent être excrétés sous forme active et persister à des degrés divers dans l'environnement. Ils sont donc mis en évidence dans les stations d'épuration et les champs où a eu lieu un épandage. Toutefois, les quantités présentes sont très variables, avec probablement des conséquences différentes sur la sélection de bactéries résistantes. Ainsi, dans les effluents des usines de fabrication de médicaments, les valeurs sont très au-dessus des concentrations minimales inhibitrices (CMI). Alors que ces valeurs sont beaucoup plus faibles dans les effluents d'élevage et intermédiaires dans les effluents d'hôpitaux non traités. Compostage et traitement du lisier génèrent des conditions favorisant la dégradation des résidus d'antibiotiques (Pruden *et al.*, 2013).

De plus, des bactéries résistantes sélectionnées dans le tube digestif des hommes et des animaux sont excrétées et certains supports génétiques de résistance sont transférables (portés par des éléments génétiques mobiles) et peuvent être transmis à d'autres bactéries dans l'environnement. Ces éléments mobiles peuvent simultanément porter des gènes impliqués dans la résistance à des biocides ou à des métaux lourds, de sorte de ces derniers peuvent indirectement exercer une pression de sélection favorable à la prévalence des résistances aux antibiotiques.

1. Un contexte de forte sensibilisation et de mobilisation inter-filières et multisectorielle.

Dans un document de 2009, la Commission européenne estime que l'impact des résistances aux antimicrobiens, apprécié à l'échelle de l'UE, serait de 25 000 décès de patients chaque année pour des pertes annuelles en productivité de l'ordre de 1,5 Md€. Royaume Uni, Pays-Bas, France, USA, de nombreux pays ont pris des initiatives nationales, relayées au plan international, pour placer la lutte contre les résistances bactériennes aux antibiotiques au sommet de leur agenda politique. Le sujet a été débattu lors du forum économique de Davos 2016 et a conduit à la signature, par plus de 100 entreprises concernées, d'un plan d'action pour combattre la résistance aux antimicrobiens. L'angle économique de l'évaluation des impacts de la résistance aux antimicrobiens est particulièrement évident dans l'analyse pilotée par J. O'Neil pour le gouvernement du Royaume Uni [<https://amr-review.org/>]. L'approche des études internationales disponibles est systématiquement conforme à la dynamique One Health et des mesures opérationnelles visant les pratiques agricoles y sont toujours associées. Puisque des corrélations incontestables entre volumes des usages agricoles de certains antibiotiques et prévalence générale de résistances dans des germes affectant Hommes ou animaux ont été établies, des objectifs de réduction d'usage ont été fixés (50% aux Pays-Bas et -25% en France sur des périodes de 5 ans). Ces objectifs initiaux seront atteints au terme du délai fixé ; ils donneront lieu à une relance du processus avec la fixation de buts plus ambitieux encore. Cependant les bases rationnelles de fixation de ces objectifs ne sont aisément accessibles. Il est délicat de connaître le corpus de connaissances qui constitue le socle théorique d'adossment pour la prise de décision stratégique de ces plans. Des travaux de modélisation ont évalué que dans le contexte de l'accroissement mondial de la demande en denrées animales, les usages d'antimicrobiens en élevage vont croître de 67% de 2010 à 2030. Dans le groupe de pays BRICS (Brésil, Russie, Inde, Chine + Afrique du Sud) ils doubleront même sur cette période (Van Boeckel *et al.*, 2015). Avec ses ambitions de réduction conséquente, déjà bien engagée dans certains pays, l'Europe apparaît comme un territoire vertueux. Malheureusement cela ne la mettra pas complètement à l'abri des conséquences néfastes de cet accroissement d'usages à l'échelle de la planète (diffusion internationale systématique des résistances acquises sur les territoires les moins vertueux).

En France, le plan EcoAntibio 2017 arrive à son terme (initié le 18 Novembre 2011). Décliné sous la forme de 5 axes et 40 mesures (Promouvoir les bonnes pratiques et sensibiliser les acteurs ; développer les alternatives évitant les recours aux antibiotiques ; renforcer l'encadrement des pratiques et des règles de prescription commerciales ; améliorer le dispositif de suivi de la consommation des antibiotiques et de

l'antibiorésistance ; promouvoir la même approche à l'échelon européen et international)⁵, il a associé toutes les parties prenantes et avait pour objectif qualitatif de réduire de façon plus particulièrement marquée l'usage vétérinaire de molécules des classes des fluoroquinolones et des céphalosporine (3^{ème} et 4^{ème} générations) dont le maintien d'efficacité est critique en médecine humaine, comme vétérinaire. Par voie d'Arrêté, les Ministères en charge de la Santé et de l'Agriculture ont ainsi fixé la liste de ces antibiotiques d'importance critique, fixé les conditions limitantes de leur usage en lien avec la stricte détermination de la sensibilité de la souche bactérienne à traiter⁶.

Ce plan a initié une dynamique vertueuse qu'il conviendrait d'entretenir et de prolonger. L'approche *One Health* de la problématique de la maîtrise de l'antibiorésistance a été explicite dans les travaux du groupe de travail interministériel qui, sous l'égide de J. Carlet et P. Le Coz, a émis un nombre conséquent de recommandations au gouvernement français en 2016⁷.

Pour les usages en élevage il est concevable d'utiliser moins et d'utiliser mieux les antibiotiques. Les approches préventives doivent être jugulées et pour les indications thérapeutiques les instruments d'une médecine vétérinaire véritablement de précision doivent être développés et transférés aux prescripteurs et aux parties prenantes. Certains fronts de connaissance doivent être travaillés pour mieux connaître les échanges animaux/Hommes (les deux orientations à considérer ; intérêt particulier des éleveurs et de leur environnement social) en matière d'antibio-résistance. Il sera profitable d'éclairer la diffusion des substances actives qui exercent leur pression de sélection hors des animaux, d'une part, et l'excrétion/diffusion de bactéries porteuses de résistance(s), en particulier les entérobactéries non pathogènes.

5.1.3. Devenir des pathogènes, des médicaments et de leurs résidus dans les effluents et produits animaux (pollution des sols, de l'eau, de l'air, contamination des produits)

5.1.3.1. Introduction

Les effluents d'élevage sont les matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor) les plus épandues en quantité sur les sols. Ainsi, en 2011, les fumiers, en grande majorité d'origine bovine, ont été employés sur 62 % des surfaces recevant des Mafor, et représentaient alors 63 % des quantités totales de Mafor. Les lisiers (de bovins et porcins) et les fientes (de volailles) ont été épandus sur 22 % des surfaces agricoles, et représentaient 27 % de quantités totales de Mafor épandues. Ils sont très largement concentrés dans l'ouest de la France.

L'épandage des Mafor, et notamment celui d'effluents d'élevage en raison des tonnages valorisés, doit donc être fait de façon à maximiser les bénéfices tirés de cette pratique, tout en réduisant à un niveau acceptable les risques potentiels pour l'environnement, la santé humaine et la qualité des aliments. En particulier, les teneurs, le devenir dans le sol, les transferts et les impacts des différents contaminants biologiques et chimiques contenus dans les effluents, qui peuvent avoir des effets négatifs, doivent être évalués et gérés au mieux.

Les agents biologiques et substances chimiques potentiellement présents dans les Mafor seront considérés comme "contaminants" lorsque l'augmentation de leur concentration dans le milieu récepteur pourrait avoir pour conséquence une perturbation du milieu ou de l'usage qui en est fait. On parle ensuite de polluants lorsque l'effet sur le milieu est avéré et quantifiable. Trois types de contaminants sont considérés dans cette section portant spécifiquement sur les effluents d'élevage :

⁵ http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/PlanABR-FR-2012-BD_cle8fc22e.pdf

⁶ <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2016/3/18/AGRG1526116A/jo>

⁷ http://social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_antibiotiques.pdf

- les agents biologiques (organismes pathogènes, parasites...),
- les médicaments et composés d'origine organique et leurs produits de transformation,
- les additifs alimentaires d'origine minérale.

Cette section s'appuie en majeure partie sur les données synthétisées dans le cadre de l'expertise collective « Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques » menée par l'INRA, le CNRS et Irstea en 2014. Ont contribué aux chapitres concernés : Pierre Benoît, Hubert Brugère, Magali Casellas, Alexandra Chatelet, Patrick Dabert, Jacques Fuchs, Sophie Générumont, Laure Giamberini, Christian Mougin, Christophe Nguyen, Dominique Patureau, Marie-Noëlle Pons, Anne-Marie-Pourcher, Guido Rychen, Erik Smolders, Ed Topp et Catherine Viguié. La synthèse a été complétée par quelques publications sur le sujet publiées sur la période 2014-2016 (Houot *et al.*, 2014).

5.1.3.2. Les contaminants biologiques

Les pathogènes et parasites

Outre des bactéries fécales, plusieurs organismes pathogènes et parasites peuvent être présents dans les effluents d'élevage : helminthes (vers) protozoaires, virus..., responsables de parasitoses ou de maladies digestives, ou d'autres maladies contractées par ingestion de l'agent pathogène. Il peut s'agir d'affections spécifiques à une espèce d'élevage, ou bien de zoonoses (maladies communes à des animaux et à l'Homme).

Parmi les agents zoonotiques présents de longue date ou émergents, les salmonelles, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* O157:H7, les protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium* et les helminthes, sont particulièrement importants en santé publique, en raison de leur portage essentiellement digestif et de leur persistance dans le milieu extérieur.

Les helminthes et les protozoaires peuvent présenter un risque sanitaire. Les helminthes pathogènes les plus fréquemment rencontrés sont les *Ascaris*, *Toxocara*, *Trichuris* et *Taenia*. Les densités en œufs d'helminthes viables sont généralement faibles, mais pour certaines espèces de parasites l'ingestion d'un seul œuf peut suffire pour infester un individu. Les protozoaires sont essentiellement représentés par les genres *Giardia*, *Cryptosporidium* et *Toxoplasma*.

Le Tableau 5.1.8. présente un bilan sur la probabilité de présence de divers types d'éléments biologiques selon le type d'effluent d'élevage et les traitements reçus.

Enfin, la présence de prions dans les déjections s'avère peu documentée. La tremblante du mouton peut se transmettre à des animaux sains via l'environnement souillé par les lochies d'agnelage, les déjections d'individus malades ou leur salive. Des prions de la tremblante pourraient donc logiquement être présents dans les effluents d'élevages infectés.

5.1.3.3. Devenir dans l'environnement

5.1.3.3.1. Prévalence et teneurs des agents pathogènes dans les effluents d'élevage

Alors que les bactéries résistantes aux antibiotiques sont fréquemment retrouvées dans les effluents d'élevage, la présence de micro-organismes pathogènes n'est pas systématique. Les déjections des individus malades sont caractérisées par des teneurs élevées en agent pathogène responsable de la maladie, mais il existe également

un portage asymptomatique conduisant à une contamination régulière des effluents. Les pathogènes peuvent donc être présents dans les déjections indépendamment de l'état de santé des individus. De plus, les animaux porteurs n'excrètent pas en permanence les pathogènes qu'ils peuvent héberger dans leur tube digestif. Il en résulte une grande variabilité des valeurs de prévalence rapportées dans les études publiées, qui rend impossible toute extrapolation des résultats à l'ensemble des élevages. Une synthèse de travaux réalisés aux Etats-Unis indique par exemple que les fréquences de détection des salmonelles varient entre 0 et 18% dans les fumiers de bovins, entre 7 et 100% dans les lisiers de porcs, et entre 0 à 95% dans les fientes de volailles. Ces différences peuvent être attribuées à des facteurs liés à l'élevage (âge et état de santé des animaux, respect des règles d'hygiène, localisation géographique, mode de gestion des effluents), mais aussi à la méthode d'analyse employée (nombre d'élevages étudiés, stratégie d'échantillonnage, techniques de détection des micro-organismes). On notera que le stockage des déjections n'entraîne pas une diminution significative des fréquences de détection des pathogènes, ce qui peut s'expliquer par le mode de gestion des effluents, qui conduit à un apport régulier de déjections fraîches (et donc de pathogènes) dans les fosses de stockage.

Pour estimer l'apport de pathogènes sur le sol par épandage des effluents d'élevage, il est nécessaire d'une part d'évaluer leur prévalence dans les élevages et, d'autre part, de connaître le taux d'excrétion dans les fèces quand le portage intestinal et l'excrétion fécale existent. Aujourd'hui, les informations disponibles pour la plupart des agents pathogènes restent très incomplètes.

5.1.3.3.2. *Survie dans les sols*

On ne dispose pas de références quantitatives sur la présence dans les sols des bactéries fécales et des pathogènes en dehors de tout apport anthropique par les effluents. Cette présence est néanmoins avérée par de nombreux exemples ; elle peut correspondre à des germes issus de la faune sauvage ou à des populations de bactéries qui se sont adaptées à une survie dans l'environnement hors de leur hôte. Le sol est ainsi un réservoir pour *Clostridium perfringens*, et des bactéries telles que l'agent de la paratuberculose ou *Listeria monocytogenes* ont été retrouvées dans des sols non affectés par l'agriculture. Evaluer la contribution des effluents à la contamination des sols par ces éléments biologiques nécessiterait des méthodes d'analyse permettant de différencier l'origine des populations bactériennes trouvées dans un sol, ce qui est techniquement possible mais très difficile à mettre en œuvre.

Les durées de survie observées pour ces organismes sont très variables dans les sols, par exemple de moins de 35 jours à 231 jours pour *Salmonella*, de moins de 2 semaines à plus de 6 mois pour les entérovirus. Elles dépendent de nombreux facteurs : une température basse, une humidité élevée, une faible intensité lumineuse et un pH neutre.

Les virus ne se propagent qu'associés à leur hôte ou à ses matières fécales. Leur persistance dans le sol varie selon le virus considéré, la quantité apportée au sol, la texture et l'humidité du sol, mais le facteur le plus déterminant est là encore la température. Dans des sols frais ou froids, le virus peut persister durant des semaines ou des mois, l'inactivation est plus rapide dans les sols chauds. Une survie de 3 mois de virus dans le sol est commune.

Pour les parasites dont le cycle biologique exige l'infestation successive de plusieurs hôtes, la survie dans l'environnement après élimination fécale par un premier hôte est nécessaire pour permettre l'infestation d'un deuxième hôte par ingestion. C'est par exemple le cas des ookystes de ténias de l'Homme contaminant les bovins ou les porcs, des oocystes de sarcoporiidies de l'Homme contaminant les bovins, ou encore des œufs de douves excrétés par les bovins ou les ovins qui doivent contaminer des hôtes intermédiaires avant de pouvoir à nouveau infester ces ruminants. Les données de la littérature scientifique, peu abondantes, portent essentiellement sur la persistance de *Cryptosporidium* et des œufs d'helminthes. Lorsqu'ils sont sous formes enkystées, ces parasites sont capables de rester viables plusieurs mois dans le sol.

La persistance des micro-organismes pathogènes dans le sol varie de quelques jours à plusieurs années, en fonction de l'élément considéré et des conditions climatiques (température, humidité), du type de sol et du mode d'épandage; la température est le facteur le plus déterminant.

5.1.3.3. Transferts vers les eaux

Les micro-organismes peuvent être entraînés par la phase liquide (eau et solutés) du sol, ou retenus par sa phase solide. La rétention relève de deux processus principaux : l'adsorption sur les particules solides et la filtration. Les bactéries et protozoaires ayant des dimensions supérieures à celles des pores fins du sol, la filtration est un facteur limitant dans leur transport vertical ; pour les virus (qui sont plus petits), le phénomène est souvent négligeable. Le sol possède un fort pouvoir de filtration, qui dépend de sa configuration physique, de sa composition chimique et des propriétés des micro-organismes (capacités d'adsorption).

Le transfert des micro-organismes pathogènes vers les eaux souterraines est donc associé à des écoulements préférentiels, intervenant dans des contextes particuliers : sols présentant des fentes de dessiccation, absence de terre végétale, substrat géologique faillé... Le transfert vers les eaux de surface est lié au ruissellement, et est donc fonction de la structure du sol (perméabilité...), de la morphologie du terrain, de la végétation, du drainage artificiel et des événements climatiques (fortes pluies). Le type de matrice épandue joue également un rôle sur le transfert des bactéries. Ainsi, l'épandage de fumier de bovins conduit à des teneurs plus hétérogènes en bactéries entériques dans les eaux de ruissellement que l'épandage de lisier de porcs. Ces transferts sont très variables et de fait très difficiles à prédire et à quantifier en raison des multiples facteurs impliqués. Globalement, l'impact des épandages sur la qualité microbiologique des eaux est plus important pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines.

Des virus ont été détectés dans le sous-sol de zones soumises à des contaminations fécales. Des coliformes fécaux ont été retrouvés dans des lixiviats recueillis à 90 cm de profondeur peu de temps après l'épandage, mais leur concentration a décliné jusqu'à des niveaux indétectables 30 à 60 jours après l'épandage.

5.1.3.4. Transferts vers les plantes

Les pathogènes d'origine entérique peuvent survivre, voire se développer, sur des végétaux destinés à l'alimentation humaine ou animale. Ainsi, des toxi-infections alimentaires collectives sont dues à la consommation de produits végétaux crus contaminés par des bactéries fécales. L'origine de la contamination n'est souvent pas établie (elle peut aussi provenir de ruissellement d'eaux usées, de déjections animales...), mais les apports de fumier ou de lisier sont parfois suspectés.

La contamination des végétaux dépend de la capacité du micro-organisme pathogène à survivre dans le sol amendé, et à persister sur les différentes parties des plantes ou à en coloniser les tissus. Il convient de souligner que les virus et les parasites peuvent se retrouver sur les végétaux mais contrairement aux bactéries, ils ne peuvent pas s'y multiplier.

La contamination des tissus aériens peut se produire durant l'épandage (en prairies), par dispersion aérienne lors d'un épandage à proximité, par contact avec le sol contaminé, ou par des éclaboussures lors de pluies. Sur les parties aériennes des végétaux, les pathogènes rencontrent des conditions physico-chimiques (rayonnement UV, faible taux d'humidité, manque de nutriments) qui limitent leur survie ; ces conditions peuvent être plus favorables dans les parties plus protégées de la plante. La contamination peut aussi intervenir dans le sol, au niveau des racines ou des graines en germination.

La persistance des micro-organismes est influencée par les conditions environnementales (conditions pédoclimatiques et compétition avec la flore autochtone). Le niveau de contamination dépend également de la

partie comestible du légume (racine, feuille, fruit). Ainsi, *Campylobacter jejuni* (une bactérie présente dans le tube digestif des volailles, des bovins et ovins) a été mis en évidence sur des légumes racines et des légumes feuilles, mais n'a pas été détecté sur des tomates ; les fruits ne sont atteints que s'ils sont en contact direct avec l'effluent (par des éclaboussures, ou après la chute du fruit au sol, par exemple). La texture du sol peut influencer la contamination des légumes en raison de différences d'adhésion des surfaces végétales sur le sol.

La survie des pathogènes décroissant au fil du temps, le respect d'un délai entre l'épandage et la plantation ou la récolte du végétal constitue une voie de réduction des risques de contamination. Les délais proposés dans la littérature scientifique vont de 3 à au moins 8 mois.

5.1.3.3.5. Transferts vers les animaux et l'Homme

Il est très difficile, en raison des voies multiples de contamination des animaux d'élevage et de l'Homme, d'établir un lien simple de cause à effet entre l'épandage d'effluents vecteurs d'agents pathogènes et l'apparition d'affections dans les troupeaux ou la contamination de denrées consommées par l'Homme.

La contamination du sol des prairies par différents pathogènes peut en effet aussi provenir des déjections des ruminants au pâturage, ou de celles d'espèces sauvages, qui peuvent héberger les mêmes pathogènes que les animaux domestiques. Des exemples récents illustrent cette implication de la faune sauvage : rôle potentiel de réservoirs des sangliers, cerfs et blaireaux dans la réémergence de la tuberculose bovine, rôle-clé de l'avifaune sauvage dans la circulation et l'évolution des virus *Influenza* aviaires, importance des sangliers, cervidés et lapins de garenne en tant que réservoirs de virus de l'hépatite E.

Par ailleurs, les sources de contaminations de l'Homme sont multiples : contact avec des animaux porteurs et excréteurs, consommation de denrées d'origine animale contaminées, consommation de végétaux crus contaminés suite à des apports d'effluents ou d'eau d'irrigation contaminées, consommation de coquillages contaminés par des eaux de ruissellement issues de zones d'épandage, ingestion d'eau (de boisson ou de baignade) contaminée.

5.1.3.3.6. Transferts vers les matières premières animales destinées à la consommation humaine

Le contrôle sanitaire des denrées d'origine animale empêche la mise sur le marché de produits qui proviendraient d'animaux malades (identifiés par des signes cliniques de maladie chez l'animal vivant, ou par des lésions sur les carcasses après abattage). Les risques de contamination des aliments proviennent donc des animaux porteurs asymptomatiques, mais excréteurs, de pathogènes transmissibles à l'Homme. Cependant, les risques associés à ces portages sont connus et il existe un dispositif réglementé de contrôle a priori (ex : salmonelles chez la volaille). La contamination fécale peut intervenir lors de la récolte des produits : contamination du lait due à une mauvaise hygiène de la traite, contamination superficielle des viandes due à un défaut d'hygiène lors de la préparation des carcasses à l'abattoir, souillure de la coquille des œufs par des fientes contaminées. Les traitements d'hygiénisation des aliments ou leur cuisson permettent en général l'inactivation des agents pathogènes.

5.1.3.3.7. Le cas de la résistance aux antibiotiques

On traite ici spécifiquement de la diffusion de résistances dans l'environnement. Le développement de l'antibiorésistance, lié à l'utilisation intensive d'antibiotiques en médecine humaine et en élevage, constitue une préoccupation importante de santé publique. La sélection d'antibiorésistance peut être liée à la pression de sélection due aux antibiotiques présents dans le lisier ou le fumier, 30 à 90% des antibiotiques administrés aux

animaux étant excrétés sans être métabolisés. Un second processus est associé à la résistance aux métaux lourds que peuvent développer les micro-organismes, qui partagent les mécanismes biochimiques. Des conditions promouvant la résistance aux métaux lourds peuvent alors parallèlement favoriser la diffusion de bactéries résistantes aux antibiotiques (BRA) parmi des populations bactériennes, en particulier celles de l'environnement. Si les antibiotiques jouent un rôle majeur dans la sélection des BRA dans le microbiote intestinal de l'animal, la pression de sélection exercée par les résidus antibiotiques est un phénomène transitoire. Les métaux, qui présentent des durées de biodisponibilité plus considérables, peuvent en revanche exercer une pression de sélection à long terme. La dissémination de la résistance aux antibiotiques pourrait donc être augmentée par la présence de métaux tels que le cuivre et le zinc qui s'accumulent dans le sol *via* l'épandage de lisier. Parce qu'ils combinent des fortes concentrations de bactéries, d'antibiotiques et de bactéries résistantes, les effluents d'élevage sont susceptibles d'être des environnements favorables au maintien et à la dissémination des gènes de résistance aux antibiotiques (GRA). Ils peuvent donc être considérés comme une source de BRA susceptibles d'être disséminées dans l'environnement *via* l'épandage sur des terres agricoles.

Toutefois, les bactéries du sol contiennent intrinsèquement des GRA, ce qui rend les études très difficiles. Il y a très peu d'informations et beaucoup d'incertitude sur le devenir dans le sol des GRA après épandage des effluents, et en particulier sur leur transfert horizontal vers la flore bactérienne du sol. L'épandage peut accroître l'antibiorésistance dans la microflore du sol par plusieurs effets : le transfert horizontal de GRA d'origine fécale, mais aussi l'apparition de nouveaux micro-organismes résistants sélectionnés par les résidus d'antibiotiques dans les effluents. Les épandages d'effluents d'élevage, principalement les lisiers et fumiers, augmentent significativement les teneurs en GRA des sols. Le devenir dans le sol des GRA apportés, leur transfert potentiel à la microflore du sol, et leur contribution au problème global de l'antibiorésistance sont très peu caractérisés. Le Tableau 5-X. présente un bilan sur la probabilité de présence de divers types d'éléments biologiques selon le type d'effluent d'élevage et les traitements reçus.

Tableau 5.1.8. Bilan sur la probabilité de présence de divers types d'éléments biologiques selon le type d'effluent d'élevage et les traitements reçus.

Type d'effluent	Virus et bactéries	Parasites	GRA*
Fumier /lisier			
Bruts	élevée	élevée	élevée
Digérés par voie anaérobie ou aérobie mésophile	moyenne	moyenne	
Digérés par voie anaérobie ou aérobie thermophile	faible		
Compostés			
Litière de volaille	élevée	élevée	élevée

*GRA : Gène de résistance aux antibiotiques

Définition des classes de présence :

-Elevée : sans traitement supplémentaire, l'agent pathogène sera présent dans l'effluent destiné à être épandue

-Moyenne : le traitement appliqué à l'effluent n'est pas suffisant pour éliminer l'agent pathogène présent dans la matière résiduaire d'origine

-Faible : la présence de l'agent pathogène dans l'effluent est peu probable compte tenu du traitement appliqué.

5.1.3.4. Les médicaments et composés d'origine organique et leurs produits de transformation

5.1.3.4.1. Les médicaments et composés et leurs teneurs dans les effluents

Les données concernant la présence dans les effluents et l'environnement de médicaments d'origine organique sont récentes et fragmentaires, car les techniques d'analyse dans ces matrices complexes n'ont été développées que récemment. Par ailleurs, ces composés sont, en raison de leur nature organique, plus ou moins rapidement dégradables par voie biotique (biodégradation) ou abiotique (par photolyse ou hydrolyse). Cette dégradation peut être partielle, avec formation de métabolites (voie biotique) ou de sous-produits (voie abiotique) intermédiaires, ou complète (minéralisation).

5.1.3.4.2. Les hormones

Des hormones sexuelles naturelles ou des produits de synthèse dérivés de ces hormones peuvent être utilisés. Hors d'Europe, ils peuvent être utilisés comme stimulants de croissance. D'autres substances synthétiques comme le DES sont également utilisés. Quelques données sont disponibles concernant les hormones stéroïdiennes. Dans un sol cultivé amendé trois fois dans l'année et sol à pâture intensive, les teneurs en oestradiol (E2) sont de 2-3 ng/kg MS, et pour le sol témoin associé la valeur est inférieure à la LOD de 1 ng/kg MS (prélèvement sur 0-15 cm). Dans une autre étude, des valeurs de l'ordre de 55 (sol témoin) à 675 (sol amendé par de la litière de poulet) ng/kg MS (prélèvement sur 0-2,5 cm) sont données pour l'E2, de la testostérone est aussi détectée. Des sols écossais renferment des teneurs de E2 entre <LOD et 1,6, pour l'estrone (E1) 0,6 à 3,2 et pour l'éthynylestradiol (EE2) 3,3 à 67,3 µg/kg MS. Selon les densités des sols considérés, on peut avoir des stocks variant de quelque mg à la dizaine de g/ha. Les litières de poulet apportent des flux en E2 compris entre 3,1 et 234 mg/ha. Les flux en E2 peuvent être de l'ordre de 1 g/ha lors de l'apport de fumier, ils sont donc soit proches des stocks, soit supérieurs aux stocks.

5.1.3.4.3. Les antiparasitaires

Les avermectines constituent une classe de médicaments vétérinaires possédant des propriétés insecticides et antihelminthiques, et sont des antiparasitaires développés pour la protection des animaux, des humains et des cultures. Les avermectines utilisées pour la protection du bétail incluent l'ivermectine et la doramectine, dans une moindre mesure l'eprinomectine et la moxidectine. Après le traitement de l'animal, par voie orale ou cutanée, la plupart de l'antiparasitaire (80–90% de la dose administrée) est généralement excrétée dans les fèces.

L'ivermectine, apportée en quantité proche de celle retrouvée dans les bouses de bovins, a montré une très faible biodégradation dans le sol (Mougin *et al.*, 2003), avec un temps de demi-vie calculé (DT50) de l'ordre de 240 jours. La molécule est toutefois sensible à la phototransformation. Une autre étude portant sur l'eprinomectine (Litskas *et al.*, 2013) a montré que le DT50 calculé du composé dans le sol est de 38-53 jours en conditions aérobies et 691-1491 jours en conditions anaérobies. Le DT50 de l'antiparasitaire dans le fumier est de 333 jours. Ces composés sont donc susceptibles de s'accumuler dans les sols.

5.1.3.4.4. Les antibiotiques

Les antibiotiques (notamment les tétracyclines, fluoroquinolones et macrolides) sont fréquemment détectés dans les effluents d'élevage en concentrations variables, du µg à 100 mg/kg. Ces différences de teneurs sont liées au type d'élevage et à son mode de conduite : les teneurs les plus élevées sont détectées dans les élevages de porcs (chlorotétracyclines, sulfaméthazine) et de vaches (tétracyclines). Les données françaises sont rares ; elles sont soit proches (oxytétracycline, sulfaméthazine), soit inférieures aux médianes internationales (tylosine, sulfaméthazine).

5.1.3.4.5. Devenir dans l'environnement

Si de nombreuses études portent sur le devenir des contaminants organiques apportés seuls sur le sol, relativement peu de travaux examinent les apports par l'intermédiaire des effluents d'élevage. Les données sont particulièrement fragmentaires concernant les hormones et les antiparasitaires. Pour les résidus de médicaments, les évaluations de concentrations dans les sols sont peu nombreuses et englobent souvent des données obtenues dans des sols dont on ne connaît pas l'historique (souvent références issues du domaine de la chimie environnementale avec des analyses pour valider les méthodes développées), si bien que l'on peut avoir de larges gammes couvertes. De fait, l'évaluation des flux de médicaments (de l'ordre du mg à la dizaine de g/ha/an) entrant dans les agrosystèmes reste délicate, du fait du manque de données ou du choix des données utilisées, que ce soit sur les flux d'effluents, sur les teneurs en contaminants dans ces effluents ou sur les teneurs dans les sols. Ceci rend difficile l'évaluation de l'impact de l'apport d'effluents sur les stocks dans le sol, qui couvrent quant à eux une large gamme entre des sols ne recevant pas ce type d'effluent (qq mg/ha) et ceux en recevant de façon quasi constantes (dizaine à centaine de g/ha). Quelques teneurs des sols en résidus de d'antibiotiques sont présentées dans le Tableau 5.1.9.

Quatre antibiotiques (tétracycline, chlortétracycline, oxytétracycline, tylosine) ont été recherchés dans des prélèvements réalisés dans un champ recevant chaque année 30 à 50 m³/ha de lisier contenant environ de 3,2 à 4 mg/kg de tétracycline et 0,1 mg/kg de chlorotétracycline. Dans les échantillons de sol prélevés 1 an après le premier épandage, des concentrations élevées moyennes de 86.2 (0-10 cm), 198.7 (10-20 cm), et 171.7 µg/kg (20-30 cm) de tétracycline et de 4.6-7.3 µg/kg de chlortétracycline (dans les 3 horizons) ont été mesurées. Cet antibiotique n'est pas détecté dans les niveaux plus profonds (sol ou eaux). Par contre, la concentration en chlortétracycline reste constante (dans les 30 cm comme aux différentes dates : 4.6-7.1 µg/kg). L'oxytétracycline et la tylosine ne sont pas détectés dans cette étude.

Tableau 5.1.9. Teneurs des sols en résidus d'antibiotiques

Molécules	Concentration dans le sol (µg/kg MS)	Conditions d'étude
Ciprofloxacine	0,8 - 30,1	Apport de lisier en culture biologique, prélèvement 0-15cm, Chine
Tétracyclines	2,5 - 105	
Chlortétracyclines	33,1 - 1079	
Sulfaméthoxazole	0,03 - 0,9	
Tétracyclines	86,2 - 198,7	Sols amendé par des lisiers, Allemagne
Chlortétracyclines	4,6 - 7,3	
Oxytétracyclines	<LOQ - 216	Sol amendé avec lisier porc, Italie
Chlortétracyclines	LOD (0,6/5,6) à 10/15	Sols amendé par des lisiers, Danemark
Tylosin A	LOD (2,4/5,5) à 20/55	
Ciprofloxacine	3 000 – 5 800	Sol de pâture, Espagne
Norflaxine	6 200 – 9 800	
Enroflaxine	13 – 204	Sol amendé avec fumier volaille, Turquie
Ciprofloxacine	LOD - 53	
Oxytétracyclines	10 – 500	Sol amendé avec fumier volaille et mouton, Turquie
Chlortétracyclines	60 – 100	
Enroflaxine	10 – 50	
Sulfaméthoxazole	140 - 100	
Sulfachlorpiridazine	40 - 120	
sulfathiazole	50 - 400	
Enroflaxine	17% des échantillons sont positifs et teneurs max = 370	Sol amendé avec des lisiers/fumiers de cochon, poulet, dinde, Autriche
Ciprofloxacine (métabolites de l'enroflaxine)		
Chlortétracyclines	23% des échantillons sont positifs	

5.1.3.4.6. *Persistance dans les sols*

La persistance des médicaments dans des sols recevant des effluents est un facteur clé de leur devenir dans l'environnement. Les contaminants persistants sont peu ou pas dégradés et se maintiennent sous forme native. Souvent adsorbés sur la matière organique de l'effluent ou du sol (facteur qui contrôle leur accessibilité et disponibilité pour la dégradation), ils sont peu mobiles et peu disponibles pour un transfert vers les eaux ou les plantes. Cette persistance rend possible leur accumulation dans le sol (en fonction du ratio flux/stock) et leur ingestion par les animaux lors du broutage. Sur le long terme cependant, leur mobilisation est possible *via* la dégradation de la matière organique particulaire de l'effluent et du sol, et la production de matière organique dissoute. A l'opposé, les contaminants non persistants font l'objet d'une dissipation rapide, qui peut être due à une réelle dégradation/transformation de la molécule (complète ou partielle), à une conjugaison à la matière organique rendant la molécule inextractible ou à un transfert en profondeur ou par ruissellement. Il faut noter que les deux derniers phénomènes s'appliquent aussi aux métabolites intermédiaires. La persistance réelle est délicate à évaluer, en raison de la difficulté à distinguer la dégradation ou transformation des contaminants et leur forte rétention sur les matrices solides.

5.1.3.4.7. *Transferts vers les eaux*

Les médicaments apportés au sol par les effluents d'élevage sont susceptibles d'être transférés vers les eaux superficielles et vers les eaux souterraines. Des études *in situ* le montrent, tout en soulignant que les transferts sont faibles. L'évaluation des risques de transfert vers les eaux tient compte de la persistance du contaminant, mais aussi de sa mobilité. La contamination des eaux par des métabolites ou sous-produits formés dans les sols est très peu documentée.

Le transfert des contaminants les plus hydrophobes et les plus persistants vers les eaux de surface est associé au transfert particulaire ou colloïdal, difficile à mettre en évidence en plein champ. Il existe peu de données long terme et terrain. On observe au champ des durées de demi-vie dans les eaux de ruissellement de quelques jours, avec des concentrations dans l'eau entre le ng/l et le µg/l. Des transferts vers les eaux de surface *via* les réseaux de drainage ont été observés après apport de boues.

Les contextes favorables à la mobilité des contaminants sont les sols drainants à faible capacité de rétention et la présence d'écoulements préférentiels rapides. Les risques de transferts vers les eaux souterraines sont accrus pour les molécules les plus persistantes.

5.1.3.4.8. *Les transferts vers les plantes et les animaux*

La possibilité et le niveau de transfert d'un contaminant dépendent de sa teneur dans l'effluent et des quantités épandues, mais aussi de sa biodisponibilité, c'est-à-dire de la fraction de la molécule qui pourra "interagir" avec la cible biologique, donc être sous une forme potentiellement prélevée par les végétaux (voire les animaux), ingérée et stockée dans les animaux.

Les contaminants organiques présentent souvent une faible biodisponibilité dans le mélange sol-effluent. Cependant, l'estimation de cette biodisponibilité reste sujette à caution. Ainsi, même fortement fixés, les antibiotiques (tétracyclines, tylosine) apportés par les effluents d'élevage peuvent être remobilisés et rester actifs.

Le transfert dans les matières premières destinées à la consommation humaine dépend ensuite du devenir du contaminant dans la plante ou l'animal, dont le métabolisme peut conduire à la dégradation de la molécule, à son excrétion ou à son stockage dans certains organes.

La sorption des contaminants hydrophobes sur les péridermes des racines a été observée, mais sans translocation aux parties végétatives ; cette sorption est en compétition avec celle sur la MO de l'effluent et du sol. Lorsque des contaminants organiques sont présents dans les parties aériennes de plantes, l'hypothèse avancée est souvent une contamination par dépôt foliaire, de particules de sol ou de retombées atmosphériques. Dans le cas des médicaments, l'absorption est plus systémique, avec un transfert interne des molécules vers les parties aériennes. Cependant les connaissances sont encore fragmentaires, le transfert de métabolites formés

lors de la dégradation dans le sol, ou la recherche de métabolites produits par les plantes), et les résultats sont difficiles à comparer du fait de la diversité, en premier lieu des molécules, mais aussi des conditions d'étude, des effluents et des végétaux étudiés. La voie prépondérante de contact entre les animaux et les contaminants organiques est l'ingestion de sol, fourrage et de pédofaune contaminés.

La contamination des matières premières animales destinées à la consommation humaine concerne donc surtout les tissus graisseux ou le lait et les œufs. Tous les produits organiques lipophiles persistants dans l'environnement et plus particulièrement dans les sols (si les transferts vers les plantes sont faibles) sont à surveiller car leur biodisponibilité relative – c'est-à-dire le taux d'extraction intestinale des contaminants depuis les particules d'effluent ou de sol auxquelles ils sont liés – est potentiellement élevée.

Le Tableau 5.1.10 présente un bilan du devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux de médicaments issus de la synthèse organiques susceptibles d'être apportés par les effluents d'élevage.

Tableau 5.1.10. Devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux de médicaments organiques susceptibles d'être apportés par les effluents d'élevage

Contaminants	Teneurs	Apport par importance stock du sol	Comportement dans le sol ²	Risque de transfert		
				vers les eaux	vers les végétaux	vers les animaux domestiques terrestres
Composés pharmaceutiques [antibiotiques, analgésiques, anti-inflammatoires, ...]	ng à mg/kg MS	>>stock initial mg/ha/an	demi-vie : jours, mois, années	Peu à possible (déjà observée)	Informations lacunaires	Informations lacunaires

« informations lacunaires » : molécules pour lesquelles nous n'avons pas d'information sur les transferts vers les animaux domestiques terrestres.

5.1.3.5. Les additifs alimentaires d'origine minérale

5.1.3.5.1. Les éléments et leurs teneurs dans les effluents

Le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) sont des oligo-éléments essentiels au bon fonctionnement physiologique des animaux, et sont utilisés comme additifs alimentaires en élevage. Le cuivre a également un effet stimulant sur la croissance des porcs, alors que le zinc leur permet de lutter contre des maladies cutanées. Dans les effluents bovins et porcins des élevages intensifs, Cu et Zn sont présents à de fortes concentrations (le lisier de porc, par exemple, contient 360 à 800 mg Cu /kg MS). Ces minéraux, apportés en excès, se retrouvent en grandes quantités dans les déjections, principalement les fèces. La plupart des études indiquent que Cu et Zn sont majoritairement présents sous une forme complexée à la matière organique dans les fumiers.

Des produits contenant du sélénium (Se) et des produits enrichis en sélénium sont utilisés comme suppléments nutritionnels. Dans ce cas, l'épandage de fumier pour procurer aux sols les nutriments essentiels peut également représenter une source importante de Se⁸.

Lorsque les lisiers sont traités avant d'être épandus, la plus grande partie des éléments métalliques se retrouve dans le digestat solide qui contient la majorité de la matière sèche. La mobilité des éléments métalliques est plus faible dans les lisiers digérés que dans les lisiers non digérés. Il est difficile de juger de l'effet du compostage, car on ne dispose pas en général des teneurs avant et après le traitement de l'effluent d'élevage considéré. D'autre part, les co-substrats utilisés comme éléments structurants peuvent apporter ces éléments minéraux.

5.1.3.6. Devenir dans l'environnement

5.1.3.6.1. Flux d'apport aux sols agricoles et accumulation

Cu et Zn sont les éléments dont les flux sont importants lors de l'apport d'effluents. Ainsi un apport annuel d'effluent porcin (correspondant à une dose de 170 kg N/ha) induit une augmentation de l'ordre de 1 à 2% de la concentration en Cu et Zn du sol en surface. Les pertes annuelles par lixiviation, érosion ou transfert aux plantes sont plus faibles, conduisant à une augmentation graduelle des concentrations des sols en Cu et Zn, lorsqu'ils sont amendés avec ce type d'effluents d'élevage.

Les teneurs actuelles en éléments traces métalliques (ETM) des sols sont relativement bien documentées en France, grâce au suivi des sols réalisé par le réseau RMQS. Les sols agricoles et forestiers apparaissent en moyenne très faiblement contaminés en comparaison des sols et sites industriels pollués. Une analyse approfondie du fonds pédogéochimique permet de relier, ponctuellement, une augmentation décelable des teneurs en ETM dans les sols agricoles à des épandages répétés de matières sur une longue période. C'est le cas par exemple de Cu et de Zn en Bretagne, pour lesquels des teneurs plus élevées peuvent être reliées à l'épandage d'effluents d'élevage. Les ETM ne se dégradant pas, et les seuls flux de sortie étant les exportations par la récolte des végétaux et le transfert dans les eaux, en général faibles, leur accumulation lente dans les sols récepteurs constitue un risque majeur.

Il n'existe peu ou pas de données portant spécifiquement sur les transferts de Cu et Zn apportés par les effluents d'élevage. Les sous-sections suivantes porteront sur les ETM apportés par l'ensemble des matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor). Il est également difficile de prédire les concentrations et le comportement des nanoparticules dans les sols.

⁸ Environnement Canada. 2014. Document à l'appui 4.9 : Évaluation des rejets et des expositions pour le secteur de l'agriculture.

5.1.3.6.2. Transfert vers les eaux

La plupart des ETM ont une solubilité faible dans les sols. Ils sont retenus sur les surfaces de la matière organique et des oxydes de Fe, Al et Mn. La répartition singulière des ETM dans les sols a des conséquences sur leur mobilité. Cette mobilité est augmentée en cas de pH acide pour les cations, de pH basique pour les anions. Dans les conditions actuelles d'épandage et de climat, la lixiviation des ETM et leur entraînement vers les eaux ne concernent qu'une faible partie (< 1%) du stock global d'ETM. Ces flux sont plus faibles que ceux dus à l'apport annuel ; la lixiviation n'affecte donc pas le bilan global au niveau du sol. Cependant, la lixiviation de faibles quantités pourrait suffire sur le long terme pour modifier la qualité des eaux réceptrices.

Les apports d'effluents peuvent avoir un effet indirect sur la mobilité des ETM, en modifiant le pH du sol (augmentation du pH par les Mafor ayant des propriétés d'amendements basiques, ou au contraire acidification après apport d'effluent riche en N se nitrifiant rapidement), ou en augmentant les teneurs en MO du sol et donc la rétention des ETM. L'augmentation des concentrations en carbone organique dissous dans la solution du sol suite aux apports d'effluents peut également contribuer à augmenter la mobilité des ETM dans les sols. Tous les effets sont fonction de la fréquence et de la nature des apports.

5.1.3.6.3. Les transferts vers les plantes et les animaux

La quantité totale d'un ETM présent dans une Mafor n'est pas forcément absorbable ou assimilable par les organismes vivants (microflore, microfaune, plantes, animaux). La fraction d'ETM potentiellement absorbable ou assimilable à un instant donné, dénommée fraction biodisponible, varie selon la nature de la Mafor et du sol récepteur, et avec le temps. La biodisponibilité d'un ETM ne peut être simplement déduite de sa mobilité. Elle dépend de la forme chimique sous laquelle l'élément se trouve dans la Mafor lors de l'épandage (spéciation de l'élément) mais aussi de son interaction avec la phase solide (sorption, complexation) du sol. Pour les plantes, il faut également tenir compte des modifications de la mobilité et de la biodisponibilité des ETM par le sol récepteur, ainsi que de la localisation de la Mafor par rapport au système racinaire (épandage en surface, enfouissement). La biodisponibilité peut dépendre des traitements des matières résiduelles avant épandage. Le Tableau 5.1.10 présente un bilan du devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux de Cu, Zn et Se susceptibles d'être apportés par les effluents d'élevage.

Une augmentation du transfert de Cu et Zn vers la plante peut se traduire par une meilleure valeur nutritive des organes consommés car s'il s'agit d'oligoéléments, ou par une baisse de croissance de la plante due à une phytotoxicité des ETM en excès.

Plusieurs caractéristiques du système sol-plante jouent un rôle primordial dans la contamination des cultures par les ETM suite à l'épandage des Mafor : la concentration initiale en ETM, le pH, l'abondance de phases sorbantes, l'espèce végétale, l'organe consommé. Les conditions environnementales (température, précipitations, interventions culturales) influent également. Le passage des ETM dans les plantes dépend fortement des espèces et variétés végétales considérées, certaines étant plus phytoaccumulatrices que d'autres. Les concentrations en ETM varient également en fonction de l'organe considéré (grains, pailles, racines) ; elles sont souvent plus faibles dans les grains que dans les autres parties de la plante.

A long terme, il y a peu de recul sur la mobilité des ETM apportés par des épandages répétés. Cependant, le sol étant un compartiment accumulateur d'ETM, des apports répétés de Mafor contribuent à augmenter les teneurs du sol pour certains ETM (Cu, Zn), avec des effets avérés mais non systématiques sur le transfert sol-plante de ces éléments. Il n'y a pas actuellement d'évidence d'un effet systématique et généralisable d'apport de Mafor sur la biodisponibilité des ETM pour les végétaux. Les conditions expérimentales correspondent souvent à des conditions peu réalistes d'apports massifs de Mafor. Des cas d'augmentations des concentrations dans les plantes sont observés pour les ETM les plus mobiles (dont Zn), mais en conditions favorables à cette mobilité : sol acide, faible capacité d'échange cationique (CEC), apports élevés de Mafor. En revanche, en conditions défavorables à la mobilité des ETM, les augmentations dans les plantes ne sont pas observées.

Par rapport aux situations rapportées dans la littérature scientifique, l'absence d'effet des Mafor sur la concentration en ETM des plantes cultivées est nettement plus fréquente dans le contexte agricole français actuel, car les teneurs en contaminants inorganiques des Mafor sont faibles, et les quantités épandues modérées. Pour les boues, c'est en grande partie dû à l'Arrêté français du 8 janvier 1998 réglementant l'épandage des boues sur sols agricoles et aux autres critères réglementaires concernant les amendements organiques. Des conditions expérimentales atypiques (sols pauvres en MO ou argiles, cultures en pots favorisant les transferts) peuvent expliquer des teneurs dans les plantes supérieures aux seuils réglementaires malgré des apports de Mafor répondant eux aux flux en ETM réglementaires.

Après arrêt des apports, leurs arrière-effets peuvent demeurer visibles durant plusieurs décennies, même si on observe une baisse rapide, mais pas forcément importante, de la mobilité des ETM. Il n'y a pas de preuves tangibles d'une libération massive des ETM piégés par la matière organique lors de sa minéralisation, mais cela ne garantit cependant pas une stabilité à long terme, en particulier si les conditions régissant la phytodisponibilité des ETM (pH notamment) évoluent.

La biodisponibilité des ETM dans les sols est généralement considérée comme étant diminuée par rapport à leur forme libre. Cependant, les propriétés des sols (pH, CEC, teneur en argile, MO...) et les caractéristiques physico-chimiques des ETM (états d'oxydation, formes, coefficients d'adsorption...) conditionnent leurs partitions au sein de la phase solide/aqueuse et donc leur biodisponibilité. Il est donc impossible de généraliser ou de prévoir la biodisponibilité des ETM à un temps donné au vu des propriétés et des teneurs en ETM des Mafor épandues, des sols receveurs et des espèces animales concernées.

À la différence des molécules organiques lipophiles, la plupart des ETM tendent à se concentrer dans le foie et les reins, à des niveaux variables. Des teneurs limites admissibles de certains polluants dans les denrées alimentaires ont été établies. Pour les ETM ayant des fonctions métaboliques identifiées chez les animaux, comme Cu et Zn, les fenêtres de concentration pour lesquelles l'élément peut causer une déficience (ou à l'inverse un excès) sont généralement étroites et variables selon les organismes. Par ailleurs, les ETM reconnus comme étant non essentiels (Cd, Hg, Pb...) sont susceptibles d'interagir sur les mécanismes d'absorption d'éléments essentiels (par exemple le Cd avec le Cu). Ainsi, un mélange d'ETM montrant des teneurs et des proportions relatives variables pour une Mafor donnée, rend incertain les effets potentiels sur la nutrition, la santé et donc la productivité des animaux. Du fait de ces problèmes d'interaction entre ETM sur les transferts et la nutrition, une analyse au cas par cas est nécessaire, et toute généralisation ou prédiction est difficile.

Tableau 5.1.11. Devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux de Cu, Zn et Se susceptibles d'être apportés par les effluents d'élevage

Contaminants	Importance des apports par les effluents / autres flux et stocks du sol	Comportement	Risque de transfert vers les eaux	Risque de transfert vers les végétaux	Risque de transfert vers les animaux
				La biodisponibilité (notamment par complexation avec d'autres molécules) est un critère important	
Cuivre	Significatif	Aucune dégradation possible, accumulation souvent significative	Ruissellement (entraînement de matières en suspension), lessivage des complexes MO-métaux (colloïdes)	Possible	Transfert vers foie/reins
Zinc	Significatif			Possible	Transfert vers foie/reins
Sélénium	Pas ou faible			Peu ou pas	Complexe amino-Se

5.1.3.7 Quel impact du traitement des effluents avant épandage sur leurs teneurs en contaminants ?

Les principaux modes de traitement des effluents d'élevage sont le compostage (après séparation de phase pour les lisiers) et la digestion anaérobie.

Le compostage des effluents d'élevage diminue les teneurs en éléments biologiques. La bonne montée en température permet d'inactiver la plupart des agents pathogènes. Les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes peuvent toutefois persister. La bonne conduite du compostage est très importante (il est nécessaire que toute la masse soit soumise à la montée en température pendant suffisamment de temps). La recolonisation des composts au cours du stockage ne peut être exclue. Par ailleurs, la diminution des gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas systématique.

Le compostage tend à modifier les concentrations en contaminants organiques ; la dissipation au cours du procédé est plus ou moins marquée en fonction des co-substrats ajoutés en tête de compostage, des vitesses de dégradation respectives des MO et des contaminants au cours du compostage. Les co-substrats peuvent également être vecteurs de contaminants organiques. Cependant les données recueillies ne permettent pas de conclure à des différences de concentration en contaminants organiques entre les effluents d'élevage et leurs composts, ainsi qu'entre les boues et leurs composts. Le compostage va également tendre à diminuer la disponibilité des contaminants organiques par développement d'interactions avec la matrice organique en lien avec son humification.

Il tend aussi à modifier les concentrations en éléments traces minéraux de deux manières antagonistes : concentration par assèchement et dégradation partielle du matériau composté, et à l'inverse diminution par l'ajout fréquent d'un co-substrat de compostage (dilution du mélange initial). Les données recueillies sur les effluents d'élevage compostés et les boues compostées ne permettent pas de conclure à des différences de concentration en ETM avec les matières non compostées. Le compostage modifie la spéciation des ETM et tend à diminuer leur disponibilité.

La digestion anaérobie des effluents d'élevage diminue les teneurs en éléments biologiques quand la digestion est thermophile. La digestion est cependant moins efficace que le compostage ; l'impact sur les gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas clairement établi.

Elle a aussi tendance à augmenter les concentrations en éléments traces minéraux via la dégradation de la matrice organique. Les données recueillies pour les effluents d'élevage digérés n'ont pas permis de mettre en évidence un effet sur les concentrations en ETM.

Enfin elle est susceptible de modifier les concentrations en contaminants organiques. Cependant les conditions anaérobies sont peu propices à la dégradation de la plupart des contaminants organiques. Les données recueillies ne permettent pas de conclure à des différences de concentration en contaminants organiques avant et après digestion anaérobie des effluents d'élevage.

Des microorganismes pathogènes, virus et parasites sont souvent détectés dans les effluents d'élevage. Après épandage sur les sols, la persistance de ces germes peut atteindre 6 mois en conditions réelles d'épandage (parfois plus dans des études où les contaminants biologiques sont inoculés dans les effluents d'élevage ou apportés directement sur les sols). Les bactéries ayant des formes de résistance telles que des spores ou les œufs de parasites sont détectés jusqu'à plusieurs années après apport. Des délais de 3 à 8 mois entre l'épandage et la récolte des végétaux sont recommandés dans plusieurs études. La mobilité des contaminants biologiques en profondeur dans le sol est rapportée plus fréquemment en cas d'apport de lisier, en raison de son caractère liquide. Par ailleurs, la présence de microorganismes porteurs de gènes de résistance aux antibiotiques

a été démontrée dans les effluents d'élevage (moins abondants dans les effluents de bovins que dans les effluents porcins) mais les impacts et le devenir dans les sols restent mal connus. La présence simultanée d'ETM et d'antibiotiques dans les effluents d'élevage est favorable à la sélection de gènes de résistance aux antibiotiques. La contamination des eaux provient essentiellement du ruissellement de surface qui entraîne les micro-organismes libres ou fixés aux particules. Evaluer la contribution des effluents d'élevage à la contamination des sols et des eaux par ces éléments biologiques est cependant complexe.

A ce jour, aucune étude publiée ne fait état d'une maladie animale diffusée par une contamination provenant d'un épandage d'effluents. Si des apports de fumier ou de lisier sur des cultures de produits végétaux consommés crus ont parfois été suspectés dans l'apparition de toxi-infections alimentaires collectives, des pathogènes sont cependant rarement détectés sur les végétaux au moment de la récolte, car leur survie décroît au fil du temps. Le respect de délais avant remise à l'herbe des animaux ou récolte des cultures constitue donc un levier d'action important à court terme pour limiter la contamination de la chaîne alimentaire.

La dissémination de l'antibiorésistance est insuffisamment quantifiée, bien que la probabilité de trouver des bactéries résistantes aux antibiotiques soit élevée dans les effluents d'élevage bruts. Une partie des antibiotiques ingérés par les animaux étant excrétée sans être métabolisée, les effluents d'élevage sont donc susceptibles de contenir des substances antibiotiques toujours actives qui continuent d'exercer une pression de sélection, non encore évaluée, sur les bactéries du sol. La sélection de ces bactéries est influencée par d'autres paramètres du milieu, notamment la présence d'éléments métalliques : une présence élevée de cuivre et de zinc dans ces effluents et les sols récepteurs pourrait favoriser la co-sélection de bactéries résistantes et leur dissémination. La littérature scientifique existante ne permet cependant pas d'évaluer la contribution des effluents d'élevage à l'augmentation de l'antibiorésistance des espèces pathogènes de l'Homme et des animaux.

Les composés pharmaceutiques, en particulier les antibiotiques, et les hormones sont les contaminants organiques les plus abondants dans les effluents d'élevage. 30 à 90 % des antibiotiques administrés aux animaux sont excrétés (dont une part significative peut être rejetée sous une forme différente des molécules initiales) et sont susceptibles de se retrouver dans les effluents d'élevage. Des augmentations de concentration dans les sols soumis à épandage d'effluents d'élevage sont mesurées. Des activités oestrogéniques accrues sont mesurées dans les sols et les eaux de drainage de sols régulièrement amendés avec des fumiers ou lisiers. L'absorption potentielle de certains antibiotiques et hormones par les cultures poussant sur des parcelles soumises à épandage a été démontrée. Les connaissances sont encore fragmentaires concernant le devenir des contaminants organiques et de leurs produits de transformation dans l'environnement, ainsi que le transfert de métabolites formés lors de leur dégradation dans le sol ou produits par les plantes). Les résultats sont difficiles à comparer du fait de la diversité, en premier des molécules, mais aussi des conditions d'études, des effluents des sols et des végétaux étudiés. La liaison entre la matière organique des effluents et les contaminants conditionne leur persistance dans le sol, leur mobilité depuis le sol vers les eaux, les végétaux et les animaux, et leur biodisponibilité pour les végétaux et les animaux.

Non réglementés, les effluents d'élevage présentent des teneurs en ETM inférieurs aux seuils de la réglementation applicable aux boues d'épuration urbaines et aux effluents et déchets issus d'Installations classées pour la protection de l'environnement. A l'échelle nationale, les déjections des animaux d'élevage sont cependant une voie d'apport importante pour le cuivre et le zinc. A l'échelle de la parcelle, les parts relatives des diverses voies d'apport varient fortement en fonction des pratiques agricoles, notamment les choix de fertilisation (parts relatives de la fertilisation minérale et organique) et de traitements phytosanitaires.

Les travaux existants n'évaluent pas le risque de transfert de contaminants chimiques dans les végétaux ainsi que dans les produits animaux en conditions réelles d'épandage. En revanche, certains mécanismes de transferts sont connus et avérés en conditions contrôlées de laboratoire, suggérant que la voie d'exposition que constituent les effluents pourrait être à l'origine de transferts dans les matières premières alimentaires.

5.1.4. Conclusions, besoins de connaissance, de recherche et de savoir-faire

Le contenu de ce chapitre met en évidence certains manques de connaissances déterminants pour avancer sur le terrain d'une efficace intégration des activités d'élevage sur un territoire déterminé et pour en limiter les impacts négatifs et amplifier les positifs. Ces attentes sont particulièrement prégnantes si nous visons l'objectif de gestion intégrée de la santé des animaux. En effet, cette perspective impose l'intégration de savoir-faire en génétique, alimentation, système d'élevage, maîtrise sanitaire et agronomie des milieux prairiaux.

Dans cette perspective des renforcements de connaissances sont à opérer dans les domaines du

- 1]- Fonctionnement des socio-écosystèmes représentés dans les systèmes productifs animaux, leur modélisation dans des perspectives de prédiction,
- 2]- Déterminants économiques et sociologiques de la gestion sanitaire en élevage (vaccination, recours aux anti-infectieux, biocontrôle...), compréhension et anticipation des stratégies de parties prenantes, éclairage du gestionnaire de risque dans ses plans d'action,
- 3]- Technologies et méthodes de l'élevage de précision dans l'objectif de la détection automatisée et précoce des troubles de santé,
- 4]- Méthodes novatrices pour des usages raisonnées et réduits des antimicrobiens, modélisations pour réduire les usages et préserver la maîtrise sanitaire,
- 5]- Alternatives fiables aux antibiotiques et antiparasitaires (méthodes du biocontrôle),
- 6]- détection et surveillance sans a priori, innovantes, des agents pathogènes et/ou de leurs vecteurs,
- 7]- épidémiologie moléculaire des résistances aux anti-infectieux à l'échelle planétaire, étude des flux d'éléments génétiques, application au monitoring de l'efficacité des plans de réduction d'usage,
- 8]- transferts organiques et minéraux liés aux épandages de MAFOR, persistance et interactions avec les flores telluriques et les végétaux, impact sur les animaux d'élevage.

De tels gains de connaissances impliqueront des évolutions de postures de recherche en nécessitant des stratégies et des conduites de projet fortement multidisciplinaires. De surcroît, il sera indispensable de concevoir des projets situant les investigations à plusieurs échelles et sachant en intégrer les résultats selon ces gradients d'organisation du vivant ou de structuration des activités. Ce sont l'organisation et le fonctionnement d'éco-systèmes productifs qui constituent les objectifs de tels projets. Cela constitue un conséquent défi pour les communautés scientifiques concernées. L'intégration du potentiel des technologies de l'information et de la communication semble incontournable. Il pourrait en résulter une profonde évolution en matière de démarche de recherche, avec une part croissante de l'acquisition des données via des démarches participatives. Plus encore que le seul traitement des données massives, l'approche multidisciplinaire nécessitera une expertise de haut niveau en réconciliation des données pour extraire tout le sens latent contenu dans ces grands jeux de données fortement hétérogènes. L'expertise en modélisation, dans une diversité de domaines, constituera aussi un challenge pour conférer une valeur prédictive avérée aux modèles développés.

Passer au stade des savoir-faire et des pratiques nécessitera de concevoir, en amont de l'acquisition des savoir-faire, les conditions de leur transfert et de leur diffusion via l'enseignement et la formation, en utilisant la panoplie des outils et méthodes à disposition sur le Web. L'appropriation spontanée de pratiques innovantes, par les parties prenantes, devra être recherchée pour gérer efficacement des modes de résistance au changement connus parmi les parties prenantes concernées.

Annexe : liste des zoonoses

Cette liste figure dans l'annexe de cette directive européenne, est reprise ci-dessous. Elle comporte deux niveaux hiérarchiques, les zoonoses à surveiller en permanence, et celles à surveiller si la situation épidémiologique le justifie :

A. Zoonoses et agents zoonotiques à surveiller :

- Brucellose et agents responsables
- Campylobactériose et agents responsables
- Échinococcose et agents responsables
- Listériose et agents responsables
- Salmonellose et agents responsables
- Trichinellose et agents responsables
- Tuberculose due à *Mycobacterium bovis*
- Infection à *Escherichia coli* vérotoxigéniques (ou ECEH)

B. Liste des zoonoses et agents zoonotiques à surveiller en fonction de la situation épidémiologique :

1. Zoonoses virales

- Calicivirose
- Hépatite A
- Grippe
- Rage
- Arboviroses

2. Zoonoses bactériennes

- Borréliose et agents responsables
- Botulisme et agents responsables
- Leptospirose et agents responsables
- Psittacose et agents responsables
- Tuberculose autre que celle visée au point A
- Vibriose et agents responsables
- Yersiniose et agents responsables

3. Zoonoses parasitaires

- Anisakiase et agents responsables
- Cryptosporidiose et agents responsables
- Cysticercose et agents responsables
- Toxoplasmose et agents responsables

Références bibliographiques

- Aarestrup, F.M., 2015. The livestock reservoir for antimicrobial resistance: a personal view on changing patterns of risks, effects of interventions and the way forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 370 (1670). <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0085>
- Afssa; Pouillot, R.; Roze, S.; Deroin, F.; Beaudeau, P., 2002. *Rapport sur les "Infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau" : "Evaluation scientifique des risques associés à Cryptosporidium sp."*. Paris: Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 185 p. http://www.ladocumentationfrancaise.fr/docfra/rapport_telechargement/var/storage/rapports-publics/044000444.pdf
- Aga, D.S.; Lenczewski, M.; Snow, D.; Muurinen, J.; Sallach, J.B.; Wallace, J.S., 2016. Challenges in the Measurement of Antibiotics and in Evaluating Their Impacts in Agroecosystems: A Critical Review. *Journal of Environmental Quality*, 45 (2): 407-419. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.07.0393>
- Amarakoon, I.D.; Zvomuya, F.; Sura, S.; Larney, F.J.; Cessna, A.J.; Xu, S.W.; McAllister, T.A., 2016. Dissipation of Antimicrobials in Feedlot Manure Compost after Oral Administration versus Fortification after Excretion. *Journal of Environmental Quality*, 45 (2): 503-510. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.07.0408>
- Atkins, P.J.; Robinson, P.A., 2013. Coalition culls and zoonotic ontologies. *ENVIRONMENT AND PLANNING A*, 45 (6): 1372-1386. <http://dx.doi.org/10.1068/a45668>
- Atkinson, N., 2001. The Impact of BSE on the UK Economy. *1st Symposium on Animal and Human TSEs*. Buenos Aires: Instituto Interamericano de Cooperacion Para La Agricultura. <http://www.veterinaria.org/revistas/vetenfinf/bse/14Atkinson.html>
- Bénét, J.J.; Praud, A., 2016. *La tuberculose animale*. Merial (Lyon): Polycopié des Unités de maladies contagieuses des Ecoles Nationales Vétérinaires françaises, 102 p. <http://www.eve.vet-alfort.fr/mod/resource/view.php?id=32014>
- Besser, T., 2009. Investigation of public health issues by regional field disease investigation units. *Preventive Veterinary Medicine*, 88 (2): 90-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2008.09.003>
- Bhullar, K.; Waglechner, N.; Pawlowski, A.; Koteva, K.; Banks, E.D.; Johnston, M.D.; Barton, H.A.; Wright, G.D., 2012. Antibiotic Resistance Is Prevalent in an Isolated Cave Microbiome. *Plos One*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0034953>
- Billinis, C., 2013. Wildlife diseases that pose a risk to small ruminants and their farmers. *Small Ruminant Research*, 110 (2-3): 67-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.smallrumres.2012.11.005>
- Bordes, F.; Blasdel, K.; Morand, S., 2015. Transmission ecology of rodent-borne diseases: New frontiers. *Integrative Zoology*, 10 (5): 424-435. <http://dx.doi.org/10.1111/1749-4877.12149>
- Brook, C.E.; Dobson, A.P., 2015. Bats as 'special' reservoirs for emerging zoonotic pathogens. *Trends in Microbiology*, 23 (3): 172-180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tim.2014.12.004>
- Candela, M.G.; Serrano, E.; Sevilla, J.; Leon, L.; Caro, M.R.; Verheyden, H., 2014. Pathogens of zoonotic and biological importance in roe deer (*Capreolus capreolus*): Seroprevalence in an agro-system population in France. *Research in Veterinary Science*, 96 (2): 254-259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rvsc.2014.02.003>

Carter, S.P.; Delahay, R.J.; Smith, G.C.; Macdonald, D.W.; Riordan, P.; Etherington, T.R.; Pimley, E.R.; Walker, N.J.; Cheeseman, C.L., 2007. Culling-induced social perturbation in Eurasian badgers *Meles meles* and the management of TB in cattle: an analysis of a critical problem in applied ecology. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 274 (1626): 2769-2777. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2007.0998>

Cavalerie, L.; Courcoul, A.; Boschioli, M.L.; Réveillaud, E.; Gay, P., 2014. Tuberculose bovine. *Bulletin Épidémiologique*, n°71/Spécial Maladies animales réglementées et émergentes (MRE) – Bilan 2014: 4-11. <http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2015/12/BEP-mg-BE71.pdf#page=4>

CNR des bactéries anaérobies et du botulisme, 2014. *Rapport annuel d'activité 2013*. Paris: Institut Pasteur, 94 p. https://www.pasteur.fr/sites/www.pasteur.fr/files/cnr_anaerobies_la-cd_rapport_2013_07.04.14.pdf

Department for Environment Food & Rural Affairs of United Kingdom, 2016. *Quarterly publication of National Statistics on the incidence and prevalence of tuberculosis (TB) in Cattle in Great Britain - to end June 2016*. London: United Kingdom Government, 19 p. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/552623/bovinetb-statsnotice-quarterly-14sep16.pdf

Doceul, V.; Bagdassarian, E.; Demange, A.; Pavo, N., 2016. Zoonotic Hepatitis E Virus: Classification, Animal Reservoirs and Transmission Routes. *Viruses*, 8 (10). <http://dx.doi.org/10.3390/v8100270>

ECDC/EMA Joint Working Group, 2009. *The bacterial challenge: time to react: A call to narrow the gap between multidrug-resistant bacteria in the EU and the development of new antibacterial agents*. Stockholm, : European Medicines Agency, EMA/576176, 42 p. <http://dx.doi.org/>

European Food Safety Authority; European Centre for Disease Prevention Control, 2015. The European Union summary report on trends and sources of zoonoses, zoonotic agents and food-borne outbreaks in 2014. *EFSA Journal*, 13 (12): 4329-n/a. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4329>

Fitzpatrick, J.L., 2013. Global food security: The impact of veterinary parasites and parasitologists. *Veterinary Parasitology*, 195 (3-4): 233-248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2013.04.005>

Franklin, A.M.; Aga, D.S.; Cytryn, E.; Durso, L.M.; McLain, J.E.; Pruden, A.; Roberts, M.C.; Rothrock, M.J.; Snow, D.D.; Watson, J.E.; Dungan, R.S., 2016a. Antibiotics in Agroecosystems: Introduction to the Special Section. *Journal of Environmental Quality*, 45 (2): 377-393. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2016.01.0023>

Franklin, A.M.; Williams, C.F.; Andrews, D.M.; Woodward, E.E.; Watson, J.E., 2016b. Uptake of Three Antibiotics and an Antiepileptic Drug by Wheat Crops Spray Irrigated with Wastewater Treatment Plant Effluent. *Journal of Environmental Quality*, 45 (2): 546-554. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.05.0257>

Garcia, M.; Fernandez-Barredo, S.; Perez-Gracia, M.T., 2014. Detection of hepatitis E virus (HEV) through the different stages of pig manure composting plants. *Microbial Biotechnology*, 7 (1): 26-31. <http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12064>

Gaulin, C.; Ramsay, D., 2010. *Écllosion d'infections à *Listeria monocytogenes* pulsovar 93 liée à la consommation de fromages québécois, 2008, Province de Québec. Rapport d'investigation et d'intervention*. Québec, Canada: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec-Ministère de la Santé et des Services sociaux, 77 p. https://www.bibliotheque.assnat.qc.ca/DepotNumerique_v2/AffichageFichier.aspx?id=133855

Guan, T.Y.; Holley, R.A., 2003. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness: A review. *Journal of Environmental Quality*, 32 (2): 383-392. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.3830>

Haddad, N.; Toma, B., 2016. *Les zoonoses infectieuses, Polycopié des Unités de maladies contagieuses des Ecoles vétérinaires françaises*, 182 p.

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Genermont, S.; Giamberini, L.; Helias, A.; Jardé, E.; Lupton, S.; Marron, N.; Menasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Parnaudeau, V.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguie, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Girard, F.; Savini, I.; De Marechal, S.; Le Perchec, S., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Paris: INRA, 103 p. <https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015>

Jones, K.E.; Patel, N.G.; Levy, M.A.; Storeygard, A.; Balk, D.; Gittleman, J.L.; Daszak, P., 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451 (7181): 990-U4. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06536>

Kilpatrick AM & Randolph SE, p. , 2015. Drivers, dynamics, and control of emerging vector-borne zoonotic diseases. In: Mack, A., ed. *Global Health Impacts of Vector-Borne Diseases: Workshop Summary*. The National Academies Press, 182-201. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK390427/>

<http://www.nap.edu/21792>

Knapp, C.W.; Dolfing, J.; Ehlert, P.A.I.; Graham, D.W., 2010. Evidence of increasing antibiotic resistance gene abundances in archived soils since 1940. *Environmental Science & Technology*, 44 (2): 580-587. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20025282>

Lahuerta, A.; Westrell, T.; Takkinen, J.; Boelaert, F.; Rizzi, V.; Helwigh, B.; Borck, B.; Korsgaard, H.; Ammon, A.; Makela, P., 2011. Zoonoses in the European Union: origin, distribution and dynamics - the EFSA-ECDC summary report 2009. *Eurosurveillance*, 16 (13): 5-8.

Le Hello, S.; Bekhit, A.; Granier, S.A.; Barua, H.; Beutlich, J.; Zajac, M.; Munch, S.; Sintchenko, V.; Bouchrif, B.; Fashae, K.; Pinsard, J.L.; Sontag, L.; Fabre, L.; Garnier, M.; Guibert, V.; Howard, P.; Hendriksen, R.S.; Christensen, J.P.; Biswas, P.K.; Cloeckaert, A.; Rabsch, W.; Wasyl, D.; Doublet, B.; Weill, F.X., 2013. The global establishment of a highly-fluoroquinolone resistant *Salmonella enterica* serotype Kentucky ST198 strain. *Frontiers in Microbiology*, 4. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2013.00395>

Lefrançois, T.; Pineau, T., 2014. Public health and livestock: Emerging diseases in food animals. *Animal Frontiers*, 4 (1): 4-6. <http://dx.doi.org/10.2527/af.2014-0001>

Lesdos-Cauhapé, C.; Besson, D., 2007. Les crises sanitaires dans la filière viande. Impact fort à court terme, plus limité à long terme. *Insee Première*, 1166. <http://www.insee.fr/fr/ffc/ipweb/ip1166/ip1166.pdf>

Litskas, V.D.; Karamanlis, X.N.; Batzias, G.C.; Tsiouris, S.E., 2013. Are the parasitocidal avermectins resistant to dissipation in the environment? The case of eprinomectin. *Environment International*, 60: 48-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.017>

Little, S.E., 2013. Future challenges for parasitology: Vector control and one health in the Americas. *Veterinary Parasitology*, 195 (3-4): 249-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2013.04.006>

- Liu, X.Y.; de la Fuente, J.; Cote, M.; Galindo, R.C.; Moutailler, S.; Vayssier-Taussat, M.; Bonnet, S.I., 2014. IrSPI, a Tick Serine Protease Inhibitor Involved in Tick Feeding and Bartonella henselae Infection. *Plos Neglected Tropical Diseases*, 8 (7). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pntd.0002993>
- Mack, A., 2015. Global Health Impacts of Vector-Borne Diseases: Workshop Overview. In: Mack, A., ed. *Global Health Impacts of Vector-Borne Diseases: Workshop Summary*. Washington: The National Academies Press, 1-90. <https://www.nap.edu/read/21792/chapter/2>
- Maheshwari, A.; Fischer, M.; Gambetti, P.; Parker, A.; Ram, A.; Soto, C.; Concha-Marambio, L.; Cohen, Y.; Belay, E.D.; Maddox, R.A.; Mead, S.; Goodman, C.; Kass, J.S.; Schonberger, L.B.; Hussein, H.M., 2015. Recent US Case of Variant Creutzfeldt-Jakob Disease-Global Implications. *Emerging Infectious Diseases*, 21 (5): 750-759. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2105.142017>
- Mansuy, J.M.; Gallian, P.; Dimeglio, C.; Saune, K.; Arnaud, C.; Pelletier, B.; Morel, P.; Legrand, D.; Tiberghien, P.; Izopet, J., 2016. A Nationwide Survey of Hepatitis E Viral Infection in French Blood Donors. *Hepatology*, 63 (4): 1145-1154. <http://dx.doi.org/10.1002/hep.28436>
- Mitra, D.; Amaratunga, C.; Sutherns, R.; Pletsch, V.; Corneil, W.; Crowe, S.; Krewski, D., 2009. The Psychosocial and Socioeconomic Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE): A Community Impact Study. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues*, 72 (17-18): 1106-1112. <http://dx.doi.org/10.1080/15287390903084637>
- Mohd, H.A.; Al-Tawfiq, J.A.; Memish, Z.A., 2016. Middle East Respiratory Syndrome Coronavirus (MERS-CoV) origin and animal reservoir. *Virology Journal*, 13. <http://dx.doi.org/10.1186/s12985-016-0544-0>
- Morroy, G.; van der Hoek, W.; Albers, J.; Coutinho, R.A.; Bleeker-Rovers, C.P.; Schneeberger, P.M., 2015. Population Screening for Chronic Q-Fever Seven Years after a Major Outbreak. *Plos One*, 10 (7). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0131777>
- Mougin, C.; Kollmann, A.; Dubroca, J.; Ducrot, P.H.; Alvinerie, M.; Galtier, P., 2003. Fate of the veterinary medicine ivermectin in soil. *Environmental Chemistry Letters*, 1 (2): 131-134. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-003-0032-9>
- ONCFS, 2015. Tableaux de chasse ongulés sauvages saison 2014-2015. *Faune sauvage*, n° 308, 3ème trimestre 2015 (supplément): I-VIII. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/ongules/tableau/FS308_tableaux_chasse_ongules_2014_2015.pdf
- Organisation Mondiale de la Santé, 2011. *Escherichia coli* entérohémorragique (ECEH). Genève: OMS, Aide-mémoire. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs125/fr/>
- Palmer, M.V., 2007. Tuberculosis: A reemerging disease at the interface of domestic animals and wildlife. *Wildlife and Emerging Zoonotic Diseases: The Biology, Circumstances and Consequences of Cross-Species Transmission*, 315: 195-215. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-70962-6_9
- Payne, E.A.; Gilot-Fromont, E.; Dufour, B.; Ruette, S.; Rossi, S.; Hars, J., 2014. Tuberculose bovine : quel est le rôle joué par la faune sauvage ? Exemple de la Côte-d'Or. *Faune sauvage*, n° 304, 3ème trimestre 2014: 14-20. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/suivi-sanitaire/FS304_payne_tuberculose_bovine_faune_sauvage.pdf

- Probst, C.; Gethmann, J.M.; Heuser, R.; Niemann, H.; Conraths, F.J., 2013. Direct Costs of Bovine Spongiform Encephalopathy Control Measures in Germany. *Zoonoses and Public Health*, 60 (8): 577-595. <http://dx.doi.org/10.1111/zph.12032>
- Pruden, A.; Larsson, D.G.; Amezcua, A.; Collignon, P.; Brandt, K.K.; Graham, D.W.; Lazorchak, J.M.; Suzuki, S.; Silley, P.; Snape, J.R.; Topp, E.; Zhang, T.; Zhu, Y.G., 2013. Management options for reducing the release of antibiotics and antibiotic resistance genes to the environment. *Environmental Health Perspectives*, 121 (8): 878-85.
- Renou, C.; Afonso, A.M.R.; Pavio, N., 2014. Foodborne Transmission of Hepatitis E Virus from Raw Pork Liver Sausage, France. *Emerging Infectious Diseases*, 20 (11): 1945-1947. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2011.140791>
- Rizzoli, A.; Silaghi, C.; Obiegala, A.; Rudolf, I.; Hubálek, Z.; Földvári, G.; Plantard, O.; Vayssier-Taussat, M.; Bonnet, S.; Špitalská, E., 2007. Ixodes ricinus and its transmitted pathogens in urban and peri-urban areas in Europe: new hazards and relevance for public health. *Emerging zoonoses: eco-epidemiology, involved mechanisms and public health implications*, 2 (251): 72. <http://dx.doi.org/10.3389/fpubh.2014.00251>
- Stuchin, M.; Machalaba, C.C.; Karesh, W.B., 2015. Vector-borne diseases: animals and patterns. In: Mack, A., ed. *Global Health Impacts of Vector-Borne Diseases: Workshop Summary*. Washington: The National Academies Press, 167-181. <https://www.nap.edu/read/21792/chapter/7#180>
- Subbiah, M.; Mitchell, S.M.; Call, D.R., 2016. Not All Antibiotic Use Practices in Food-Animal Agriculture Afford the Same Risk. *Journal of Environmental Quality*, 45 (2): 618-629. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.06.0297>
- Thompson, D.; Muriel, P.; Russell, D.; Osborne, P.; Bromley, A.; Rowland, M.; Creigh-Tyte, S.; Brown, C., 2002. Economic costs of the foot and mouth disease outbreak in the United Kingdom in 2001. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties*, 21 (3): 675-687. <http://bvs1.panaftosa.org.br/local/file/textoc/Thompson.pdf>
- Udikovic-Kolic, N.; Wichmann, F.; Broderick, N.A.; Handelsman, J., 2014. Bloom of resident antibiotic-resistant bacteria in soil following manure fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (42): 15202-15207. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1409836111>
- van Asseldonk, M.; Prins, J.; Bergevoet, R.H.M., 2013. Economic assessment of Q fever in the Netherlands. *Preventive Veterinary Medicine*, 112 (1-2): 27-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.06.002>
- Van Boeckel, T.P.; Brower, C.; Gilbert, M.; Grenfell, B.T.; Levin, S.A.; Robinson, T.P.; Teillant, A.; Laxminarayan, R., 2015. Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (18): 5649-5654. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1503141112>
- van Cleef, B.; van Benthem, B.H.B.; Verkade, E.J.M.; van Rijen, M.M.L.; Kluytmans-van den Bergh, M.F.Q.; Graveland, H.; Bosch, T.; Verstappen, K.; Wagenaar, J.A.; Bos, M.E.H.; Heederik, D.; Kluytmans, J., 2015. Livestock-Associated MRSA in Household Members of Pig Farmers: Transmission and Dynamics of Carriage, A Prospective Cohort Study. *Plos One*, 10 (5). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0127190>
- Vandegrift, K.J.; Sokolow, S.H.; Daszak, P.; Kilpatrick, A.M., 2010. Ecology of avian influenza viruses in a changing world. In: Ostfeld, R.S.; Schlesinger, W.H., eds. *Year in Ecology and Conservation Biology 2010*. Malden: Wiley-Blackwell (Annals of the New York Academy of Sciences), 113-128. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05451.x>

Westrell, T.; Monnet, D.L.; Gossner, C.; Heuer, O.; Takkinen, J., 2014. Drug-resistant *Salmonella enterica* serotype Kentucky in Europe. *Lancet Infectious Diseases*, 14 (4): 270-271. [http://dx.doi.org/10.1016/s1473-3099\(14\)70703-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1473-3099(14)70703-0)

5.2. Bien-être animal et attentes sociétales

Depuis la fin du 20^e siècle, le bien-être des animaux a fait l'objet d'une attention croissante. Le respect de l'animal n'est cependant pas une cause nouvelle. Un processus de « civilisation » des animaux de ferme est apparu à la fin du 18^e siècle (Elias, 2000 ; Sutton, 2004) : l'urbanisation et l'industrialisation ont changé la représentation de la nature qui était perçue au préalable comme «sauvage et dangereuse» pour devenir « apprivoisée et amicale ». Dans le même temps, la sensibilité animale a acquis une importance et un statut moral plus élevé a été conféré aux animaux (Bentham, 1789; Rousseau, 1775). Pour Bentham, la capacité à souffrir d'un être détermine la façon dont on doit le traiter. Pour les animaux qui vivent sous la dépendance de l'Homme (animaux de ferme ou de compagnie), l'Homme est responsable de leur environnement de vie. Il a donc une responsabilité morale vis-à-vis de ces animaux. D'où l'indignation de Ruth Harrison en 1964 (van de Weerd and Sandilands, 2008) dans son célèbre ouvrage *The new factory farming industry*, où elle dénonce les conditions de vie des animaux de ferme dans des systèmes intensifs. Ce livre a été le point de départ d'une forte accentuation des préoccupations sur les conditions de vie des animaux au Royaume-Uni, puis en Europe et au-delà. Cette prise de conscience a abouti à un arsenal réglementaire visant à protéger les animaux (conventions et recommandations du Conseil de l'Europe, directives et règlements de l'Union européenne,...) ainsi qu'à des démarches qualité en élevage intégrant progressivement des aspects de bien-être animal.

Le bien-être animal recouvre la santé mentale et physique : l'animal doit être en bonne santé et ne pas ressentir d'émotions négatives mais au contraire positives (Dawkins, 1983; Hughes, 1976). Une définition opérationnelle du bien-être animal a été donnée par le *Farm Animal Welfare Council* sous forme de cinq libertés que l'Homme doit donner aux animaux (Farm Animal Welfare Council, 1992) :

1. Ne pas souffrir de la faim ou de la soif, grâce à l'accès à de l'eau fraîche et à une nourriture adéquate assurant la bonne santé et la vigueur des animaux
2. Ne pas souffrir d'inconfort, en leur fournissant un environnement approprié comportant des abris et une aire de repos confortable
3. Ne pas souffrir de douleurs, de blessures ou de maladies, grâce à la prévention ou au diagnostic rapide et au traitement
4. Pouvoir exprimer les comportements naturels propres à l'espèce, en leur fournissant un espace suffisant, un environnement approprié aux besoins des animaux, et des contacts avec des congénères
5. Ne pas éprouver de peur ou de détresse, en s'assurant que les conditions d'élevage et les pratiques n'induisant pas de souffrances psychologiques

Les cinq libertés ont constitué le socle à partir duquel des réglementations ou des cahiers de charges visant à protéger les animaux ont été construits (par exemple le *Freedom Food Scheme* au Royaume-Uni⁹). Le projet Welfare Quality® a précisé ces 5 libertés en les éclatant sous forme de 12 critères de bien-être, puis en proposant des indicateurs pour chaque critère, indicateurs pouvant être mesurés à la ferme ou à l'abattoir (Butterworth *et al.*, 2009 ; Velarde *et al.*, 2009 ; Winckler *et al.*, 2009) (Tableau 5.2.1) .

⁹ <https://www.rspcaassured.org.uk/about-us/>

Tableau 5.2.1 : Déclinaison du bien-être animal en 12 critères. Les indicateurs choisis pour les vaches laitières sont donnés comme exemple (Butterworth *et al.*, 2009 ; Velarde *et al.*, 2009 ; Winckler *et al.*, 2009)

Critères	Indicateurs pour les vaches laitières
Absence de faim prolongée	Etat corporel
Absence de soif prolongée	Nombre, fonctionnement et propreté des points d'eau
Confort du couchage	Comportement au couchage, propreté des animaux
Confort thermique	Pas de mesure disponible chez les bovins adultes
Facilité de mouvement	Accès à une aire d'exercice (pâturage ou autre)
Absence de blessures	Boiteries, lésions externes
Absence de maladies	Observations cliniques: toux ; écoulements nasaux, oculaires, vulvaires; diarrhée Sur documents: comptages cellulaires dans le lait, mortalité, dystocies, syndrome « vache couchée »
Absence de douleur liée à des interventions	Pratiques d'écornage
Expression des comportements sociaux	Interactions agressives
Expression des autres comportements	Accès au pâturage
Bonne relation homme-animal	Distance de fuite
Etat émotionnel positif	Evaluation qualitative du comportement

Il est ainsi possible d'identifier les points les plus problématiques dans les différents types d'élevage :

- des maladies liées au fort niveau de production des animaux (troubles locomoteurs, ascites chez les poulets à croissance rapide, mammites et boiteries chez les vaches laitières,...)
- douleurs liées à certaines pratiques d'élevage (écornage, castration, époinçage du bec ou des dents) réalisées sans précaution pour réduire la douleur,
- densité importante des animaux limitant l'expression des comportements, accentuant les agressions entre animaux, et favorisant les maladies
- mélanges d'animaux entraînant des agressions, du stress et favorisant les maladies
- environnements pauvres entraînant de l'ennui et des comportements anormaux
- lors des transports et à l'abattoir : manipulations brusques des animaux, mauvais étourdissement avant la saignée

Ces problèmes ne sont en général pas spécifiques d'un système et des variations importantes existent entre fermes à l'intérieur des systèmes, selon les conditions de logement, les pratiques et le comportement de l'éleveur (Dawkins *et al.*, 2004 ; des Roches *et al.*, 2014; Hemsworth and Coleman, 1998).

La commission européenne avait introduit l'idée d'un label « bien-être » sur les produits de consommation mais un tel label n'a pas encore vu le jour (European Commission, 2009). Il existe peu de labels basés essentiellement sur le bien-être animal. Le label *Freedom food* au Royaume-Uni en est un. Aux Pays-Bas, le label *Beter Leven*, initié par la société Néerlandaise de protection des animaux, permet d'attribuer une, deux ou trois étoiles aux élevages de poules pondeuses, poulets de chair, porc, vaches et veaux de boucherie qui respectent le bien-être animal¹⁰. L'attribution des étoiles reposent sur le respect de normes minimales de logement ou de pratique d'élevage (accès à l'extérieur, limitation des interventions douloureuses, aires de couchage confortables, maintien des veaux avec les mères,...). Dans *Beter Leven*, les élevages trois étoiles, correspondant au niveau le plus élevé de bien-être, sont généralement des élevages AB. Font exception le système Rondeel aux Pays-Bas (poulailler hexagonal avec accès à l'extérieur permettant aux poules une variété de comportements (exploration, perchage, bains de poussières...) (Spoelstra *et al.*, 2013) et également les volailles françaises Label rouge¹¹.

En France, un certain nombre d'entreprises de l'agro-alimentaire ou de la distribution mettent en place des démarches bien-être animal. C'est le cas de Danone et Carrefour qui sensibilisent leurs fournisseurs à cette question et encouragent la mise en place d'indicateurs de suivi du bien-être des animaux dans ces élevages (Danone, 2012 ; Médale *et al.*, 2014)¹². Le bien-être animal, qui semble mieux pris en compte dans le label AB, est fréquemment cité dans les cahiers des charges aux côtés d'autres concepts (Veissier *et al.*, 2008). La Protection Mondiale des Animaux de Ferme a publié en 2004 un fascicule détaillant les éléments de bien-être de différents labels (Protection Mondiale des Animaux de Ferme, 2004), ces éléments pouvant aller jusqu'aux conditions de transport des animaux (porc label rouge de plein air). Une approche globale du bien-être des animaux est cependant peu fréquente en France ; à l'exception, semble-t-il, du porc Thierry Schweitzer qui reprend cette démarche (voir encart).

Encadré 1 - Porcs Thierry Schweitzer

Thierry Schweitzer est un éleveur de porcs alsacien. Il a repris la ferme familiale de porcs à la fin des années 90. Son objectif était d'être un éleveur respectueux de l'environnement et en accord avec les attentes sociétales, dont le respect du bien-être animal. L'acceptabilité sociale de l'élevage et la co-responsabilité entre l'éleveur et le consommateur sont des notions fondatrices. Dès le départ, Thierry Schweitzer a associé les associations de consommateurs et de protection des animaux à son projet. Aux côtés de ses activités d'élevage, il a développé une activité de transformation et de commercialisation de sa production. Depuis d'autres éleveurs ont rejoint la démarche et ont adhéré à sa charte de production. Les porcs « Thierry Schweitzer » sont élevés sur paille, dans des bâtiments ouverts, et disposent d'une large place. Les queues et les dents des porcelets ne sont pas coupées et la castration à vif est remplacée par l'immuno-castration. La viande, commercialisée en circuit court, est vendue à un prix plus élevé que celles issue d'élevages intensifs. « J'essaie de mettre en place une 'voie du milieu', qui intègre à la fois la viabilité économique de mon entreprise, le bien-être animal, la sécurité alimentaire et le respect de l'environnement », explique Thierry Schweitzer.

Pour certain, la problématique du bien-être animal et la façon dont la protection animale s'est construite sont des moyens pour justifier des pratiques d'élevage intensives : les mesures adoptées pour protéger les animaux (comme l'élargissement des cases, l'ajout d'objets d'enrichissement du milieu) permettraient de faire admettre par la société des systèmes d'élevage intensifs « exploitant » de façon massive les animaux (Haynes, 2011). De la même façon l'outil d'évaluation Welfare Quality® est critiqué par certains car les indicateurs s'adaptent plus

¹⁰ <https://beterleven.dierenbescherming.nl/beter-leven>

¹¹ <http://www.ambafrance-nl.org/L-apposition-d-un-label>

¹² Voir p. 53 du document

facilement à des conditions en bâtiment qu'à des conditions plus extensives (élevage sur parcours par exemple). Les auteurs du Welfare Quality® se sont en effet attachés à définir des indicateurs pour les situations les plus contraignantes pour l'animal, donc des conditions plutôt intensives. La conséquence pourrait être que seuls les élevages intensifs soient labellisés par l'outil Welfare Quality® ou encore que les élevages ne soient plus soumis à des réglementations portant sur les moyens (normes minimales pour le logement par ex) mais que l'on réintroduise des systèmes qui sont reconnus comme ne pouvant pas satisfaire le bien-être des animaux - tels que les cages batterie pour les poules - sous prétexte que l'on peut vérifier que les animaux y sont bien. Aussi à la fin du projet Welfare Quality® a-t-il été clairement avancé que les mauvais systèmes ou traitement devaient être bannis et les bons devaient être évalués ('Ban the bad systems, assess the good ones', (Miele *et al.*, 2011)). Une approche pragmatique pourrait être de combiner toute mesure permettant d'améliorer le bien-être des animaux, que ce soit en agissant sur l'environnement ou en vérifiant l'état des animaux (Main *et al.*, 2014).

Un niveau faible de bien-être animal peut être considéré comme un impact négatif de l'élevage, à la fois pour l'animal (qui souffre) et pour la société (car ne correspondant pas aux attentes de celle-ci). La notion de service est plus difficile à appréhender : sans élevage, il n'y a pas d'animaux de ferme mais est-ce un service rendu aux animaux que de les élever ? Toutefois, les animaux d'élevage font profondément partie de notre culture et peu d'entre nous envisagent une campagne sans animaux. Ainsi les systèmes qui ont été imaginés soit pour accueillir plus d'animaux en limitant les contacts avec l'Homme (par exemple les « tours à cochons » imaginées aux Pays-Bas), soit pour produire sans animaux (par exemple la viande artificielle) sont mal perçus par les citoyens. Ces innovations technologiques reviennent à produire sans éleveurs, ce qui est à l'encontre des représentations selon lesquelles l'élevage repose sur un lien entre éleveur et animaux et sur les soins que les premiers apportent aux seconds (Driessen and Korthals, 2012). En ce sens nous pouvons considérer que la relation nouée avec les animaux est un service culturel.

Les attentes en matière de bien-être animal ne sont généralement pas dissociées d'autres attentes envers l'élevage (Miele *et al.*, 2011). Dans le projet Welfare Quality®, les membres de 49 focus groupes de 7 pays européens (France, Italie, Pays-Bas, Suède, Norvège, Hongrie et Royaume-Uni) ont souvent relié les attentes en matière de bien-être animal à d'autres attentes telles que la protection de l'environnement, la qualité et le goût des aliments et la santé humaine.

Points saillants :

- L'animal est un être sensible. La reconnaissance de la sensibilité de des animaux a permis de faire évoluer leur statut moral et juridique.
- L'élevage est difficilement concevable sans éleveur. La relation homme-animal est un élément fort du bien-être animal.
- Il existe des moyens pour évaluer le bien-être des animaux. Par exemple l'outil Welfare Quality® a permis de montrer que cette objectivation était possible.

Controverse : La problématique du bien-être animal correspond-elle à une volonté de respecter l'animal ou une justification de l'élevage dit « industriel » ?

Lacune : l'évaluation du bien-être animal est lourde. Il manque des moyens pour une évaluation rapide dans les conditions d'élevage ou abattage.

Références bibliographiques

- Bentham, J., 1789. *An introduction to the principles of morals and legislation*. London: T. Payne. <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb30085224s>
- Butterworth, A.; Arnould, C.; Fiks-van Niekerk, T.; Veissier, I.; Keeling, L., 2009. *Welfare Quality® Assessment protocol for poultry*. ASG Wageningen University and Research Centre, 114 p.
- Danone, 2012. *DANONE Dairy Animal Welfare Program*. Paris: Danone.
- Dawkins, M., 1983. *La souffrance animale*. Maisons-Alfort: Editions du Point Vétérinaire, 152 p.
- Dawkins, M.S.; Donnelly, C.A.; Jones, T.A., 2004. Chicken welfare is influenced more by housing conditions than by stocking density. *Nature*, 427 (6972): 342-344. <http://dx.doi.org/10.1038/nature02226>
- des Roches, A.D.; Veissier, I.; Coignard, M.; Bareille, N.; Guatteo, R.; Capdeville, J.; Gilot-Fromont, E.; Mounier, L., 2014. The major welfare problems of dairy cows in French commercial farms: an epidemiological approach. *Animal Welfare*, 23 (4): 467-478. <http://dx.doi.org/10.7120/09627286.23.4.467>
- Driessen, C.; Korthals, M., 2012. Pig towers and in vitro meat: Disclosing moral worlds by design. *Social Studies of Science*, 42 (6): 797-820. <http://dx.doi.org/10.1177/0306312712457110>
- Elias, N., 2000. *The Civilizing Process: Sociogenetic and Psychogenetic Investigations 2nd Edition*. Wiley-Blackwell, 592 p.
- European Commission, 2009. *Options for animal welfare labelling and the establishment of a European Network of Reference Centres for the protection and welfare of animals*: Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM, 1-9.
- Farm Animal Welfare Council, 1992. FAWC updates the five freedoms. *Veterinary Record*, 131 (16): 357.
- Haynes, R.P., 2011. Competing Conceptions of Animal Welfare and Their Ethical Implications for the Treatment of Non-Human Animals. *Acta Biotheoretica*, 59 (2): 105-120. <http://dx.doi.org/10.1007/s10441-011-9124-2>
- Hemsworth, P.; Coleman, G., 1998. *Human-Livestock Interactions: the Stockperson and the Productivity and Welfare of Intensively-farmed Animals*, CABI. New-York: CAB International, 152 p.
- Hughes, B., 1976. Behaviour as an index of welfare. *Proc. V Europ. conf., Malta*, 1005-1018.
- Main, D.C.J.; Mullan, S.; Atkinson, C.; Cooper, M.; Wrathall, J.H.M.; Blokhuis, H.J., 2014. Best practice framework for animal welfare certification schemes. *Trends in Food Science & Technology*, 37 (2): 127-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tifs.2014.03.009>
- Médale, F.; Boujard, T.; Ingrand, S., 2014. *Self-assessment report 2009-2013. Animal physiology and livestock systems division - Annex 2*: Inra, 90 p.
- Miele, M.; Veissier, I.; Evans, A.; Botreau, R., 2011. Animal welfare: establishing a dialogue between science and society. *Animal Welfare*, 20 (1): 103-117.

Protection Mondiale des Animaux de Ferme, 2004. *Le Bien-Etre Animal et les Signes de Qualité*. Metz: Protection Mondiale des Animaux de Ferme. <http://pmaf.org/s-informer/nos-campagnes/le-bien-etre-animal-et-les-signes-de-qualite.html>

Rousseau, J.-J., 1775. *Discours sur l'origine et les fondements de l'inégalité parmi les hommes*. Amsterdam: M. M. Rey. <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb312574538>

Spoelstra, S.F.; Koerkamp, P.; Bos, A.P.; Elzen, B.; Leenstra, F.R., 2013. Innovation for sustainable egg production: realigning production with societal demands in The Netherlands. *Worlds Poultry Science Journal*, 69 (2): 279-297. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933913000305>

Sutton, P.W., 2004. *Nature, environment, and society*. Palgrave Macmillan Basingstoke.

van de Weerd, H.; Sandilands, V., 2008. Bringing the issue of animal welfare to the public: A biography of Ruth Harrison (1920-2000). *Applied Animal Behaviour Science*, 113 (4): 404-410. <http://dx.doi.org/10.1016/j.applanim.2008.01.014>

Veissier, I.; Butterworth, A.; Bock, B.; Roe, E., 2008. European approaches to ensure good animal welfare. *Applied Animal Behaviour Science*, 113 (4): 279-297. <http://dx.doi.org/10.1016/j.applanim.2008.01.008>

Velarde, A.; Dalmau, A.; Keeling, L.; Veissier, I., 2009. *Welfare Quality® assessment protocol for pigs (sows and piglets, growing and finishing pigs)*. Welfare Quality® Consortium. <http://www.welfarequality.net/everyone/43299/7/0/22>

Winckler, C.; Algers, B.; Van Reenen, K.; Leruste, H.; Veissier, I.; Keeling, L., 2009. *Welfare Quality® assessment protocol for cattle (fattening cattle, dairy cows, veal calves)*. Welfare Quality® consortium. <http://www.welfarequality.net/everyone/43299/7/0/22>

5.3. Approches philosophiques sur la représentation sociétale de l'élevage

Signalons d'abord quelques limites de notre travail liées en premier lieu à l'impossibilité d'épuiser l'amplitude du corpus et en second lieu au caractère majoritairement extra-européen de ce dernier dont il est par conséquent globalement difficile de tirer en droite ligne des conclusions pour notre contexte.

Ces réserves faites, il se dégage de la littérature étudiée, d'une part, une présence très forte du questionnement éthique concernant les rapports humains à l'égard des animaux d'élevage et des environnements et, d'autre part, d'assez récentes mais manifestes évolutions dans les paradigmes éthiques visant à régler ces rapports. La tendance apparaît être celle de l'évolution d'un paradigme éthique centré sur l'animal vers un paradigme éthique plus large et englobant centré sur l'environnement. Qu'il s'agisse d'une littérature majoritairement nord-américaine qui, à nouveau, n'est pas forcément transposable telle quelle pour les sensibilités françaises ou européennes non anglo-saxonnes et leurs contextes, ne lui retire pas une certaine pertinence en ce qu'elle est tout de même susceptible d'apporter des indications sur des processus globaux.

5.3.1. La perception de l'animal d'élevage par le consommateur

Le paysage dans les repères éthiques et les représentations collectives semble ainsi avoir profondément changé : il y a encore peu d'années, dominait une tendance (Guichet, 2010b) marquant les coupures entre les trois pôles que sont l'animal du consommateur - celui dans l'assiette, animal transformé par l'élevage et le conditionnement industriels au point souvent de ne plus être reconnaissable comme animal -, l'animal familier de plus en plus présent (la courbe statistique d'expansion de l'animal domestique, spécialement en France, est bien connue) et l'animal sauvage de plus en plus idéalisé, en particulier par le biais télévisuel. La continuité faisait défaut entre ces trois pôles en même temps que la justification de l'élevage était externe et essentiellement socioéconomique, résumée par l'argument de la démocratisation de la viande. Mais une telle légitimation renforçait précisément la dissociation entre intérêt humain, intérêt animal et intérêt environnemental. Les inévitables tensions entre ces trois pôles se trouvaient donc plus ou moins bien gérées, en évitant soigneusement les véritables confrontations, en passant par la dissimulation des élevages, les contournements, les déplacements, les métaphorisations (souvent remarquables dans le discours publicitaire et ses « présentations » des animaux à l'adresse du consommateur, ce qui n'a d'ailleurs pas disparu) etc...

Une telle situation de « compartimentation mentale » allait plus loin que la simple dualité des réponses aux questions posées dans le cadre d'enquêtes sur les comportements des consommateurs. En effet à travers leurs réponses, les mêmes personnes peuvent à la fois afficher un discours de type éco-citoyen conscient et responsable à l'égard des problèmes soulevés par la condition animale dans les élevages industriels et en même temps témoigner d'un comportement différent en tant que consommateur en recherchant systématiquement le prix le plus bas (De Bakker and Dagevos, 2011; Sabbagh and Le Neindre, 2013). Il faut cependant se garder d'interpréter trop vite cette dualité comme une duplicité, ce qui supposerait une claire conscience – qui est loin d'être évidente - de cette dualité. Mais le plus important est qu'une telle dualité (qui vaut non seulement pour le rapport à l'animal mais aussi pour celui à l'environnement en général) ne reflète que la dissociation des intérêts, celle entre l'intérêt particulier du consommateur d'un côté et l'intérêt général (auquel le citoyen en principe s'identifie) de l'autre. Cette dualité n'affecte donc pas forcément pour autant l'unité de représentation dans la vision globale que le consommateur a de l'animal. En revanche, la scission entre les trois pôles indiqués plus haut affecte la cohérence de la représentation que la conscience contemporaine se fait de la réalité animale. Cette cohérence, par contre, peut être bien plus assurée si cette représentation de l'animal se trouve intégrée dans une vision plus large d'ordre environnemental (au sein de laquelle subsistera néanmoins la dualité – irréductible en fait - de l'intérêt particulier et de l'intérêt général).

5.3.2. La prise de conscience environnementale

Depuis déjà plusieurs décennies, s'est fixé et développé outre-Atlantique un champ de réflexion et de discussion éthique très vivace et consistant à propos des rapports humains à la nature. Ce champ s'est constitué dans le sillage d'une préoccupation dont on peut dater l'émergence au XIXe siècle avec la prise de conscience de la fragilité paradoxale de la nature sauvage (la « Wilderness ») qu'avaient affronté les premiers colons américains (prise de conscience ayant mené à la création des parcs nationaux américains) (Larrère, 1997). L'importance et l'ancienneté de ces questions outre-Atlantique apparaissent donc liées à une relation différente à la nature : le clivage beaucoup plus marqué entre nature sauvage et nature domestiquée y a conduit à un double régime très différencié juxtaposant d'un côté des zones rigoureusement protégées, et, de l'autre, des espaces ouverts à la libre exploitation. En outre, la réflexion éthique dans ce domaine apparaissait depuis les années 1980 traversée par une ligne de clivage entre éthique animale et éthique environnementale (Guichet, 2010a ; 2013) même si ce clivage faisait l'objet de tentatives de réconciliation comme celle de Bryan Norton (Norton, 1991). Le titre d'un article de Mark Sagoff de 1984 illustre exemplairement cet état de fait : « Animal liberation and environmental ethics : bad marriage, quick divorce (Sagoff, 1984) ». Or, le corpus étudié suggère des évolutions profondes et rapides durant ces dernières années, et qui tendent à amoindrir cette ligne de clivage et à favoriser l'éthique environnementale. Ce changement ou cet élargissement de paradigme est bien illustré par un article (Rossi and Garner, 2014) dont les auteurs déclarent vouloir précisément dépasser le modèle critique animalo-centré de ces quarante dernières années : alors que celui-ci était assez restrictivement centré sur nos obligations morales vis-à-vis de l'animal, l'article entend prendre également appui sur des considérations principalement environnementales et secondairement sociales, économiques et de santé publique. Cette montée en puissance du modèle éthique environnementaliste apparaît assez logique en ce que celui-ci permet une articulation plus cohérente entre élevage, gestion de la nature et bien-être de l'animal et répond par là à l'aspiration assez généralisée à un horizon plus réconcilié. Ce nouvel horizon, à forte ambition intégratrice va dans le sens du développement d'un élevage de type « bio » ou agro-écologique par rapport à un élevage industriel.

On peut ainsi estimer, au vu du corpus étudié, que les éthiques animales semblent perdre de leur caractère premier ou en tout cas exclusif pour tendre à s'ajuster à un horizon commun globalement environnementaliste de plus en plus consensuel.

Cependant, ces convergences ne doivent pas faire sous-estimer la volatilité de l'opinion que l'état des publications scientifiques est loin de nécessairement refléter, d'autant qu'il s'agit, comme nous l'avons déjà souligné, d'une littérature majoritairement nord-américaine et par conséquent en décalage avec une grande part du continent européen. Les évolutions sensibles aujourd'hui dans les pays anglophones - même si elles semblent valoir sur une échelle assez globale et également être intellectuellement assez logiques (la perspective environnementaliste étant plus totalisante que celle centrée seulement sur le bien-être animal) - peuvent être aussi traversées par des mouvements d'opinion différents. Cette versatilité de l'opinion apparaît d'autant plus forte en Europe où les phases antérieures (de sensibilisation éthique forte à la condition des animaux d'élevage) ne se sont précisément pas encore développées et fixées de façon comparable à l'exception des régions anglo-saxonnes ou nordiques. Les incidents récents et à répétition concernant des abattoirs en France – trop proches pour que l'on puisse disposer d'études suffisantes – sont des exemples de points de cristallisation susceptibles de modifier très rapidement les opinions, et d'autant plus quand on prend en compte le rôle des associations de défense de la condition animale.

5.3.3. Les nouveaux rôles environnementaux des éleveurs

Ces tendances éthiques affectent les conceptions du rôle des éleveurs et des animaux. Elles cristallisent même des points de décalage très polémiques entre les différentes manières de concevoir le rapport à l'environnement et à l'animal chez les éleveurs et les citoyens ou les associations. On peut donner en France l'exemple emblématique du loup ou de l'ours - qui rencontrent l'opposition d'éleveurs faisant valoir principalement une

éthique du type *care* (terme désignant un courant anglo-saxon actuel souvent traduit par « éthique de la bienveillance ») à l'égard de leurs troupeaux - c'est-à-dire mettant d'abord en avant le souci de leurs animaux, non seulement dans leur sécurité objective mais dans leur bien-être physique et « moral » - et secondairement un rapport de contrat et de responsabilité avec la société et les pouvoirs publics (en pointant en retour les manquements de l'État dans sa défense des éleveurs). Ce qui n'est pas contradictoire avec une préoccupation environnementaliste chez ces professionnels qui simplement privilégient un environnement « aménagé » (et accordé à leurs intérêts d'éleveurs) et règlent en conséquence leurs options éthiques vis-à-vis de l'animal (et en fonction de la distinction animal domestique/animal sauvage).

D'autre part, comme l'indique un article déjà mentionné (Rossi and Garner, 2014), la perception de l'élevage par les conceptions environnementalistes a changé et est devenue plus compréhensive, passant d'une quasi exclusion de l'élevage dans la perspective d'une nature vierge et intègre à une reconnaissance du rôle de l'activité humaine dans les processus naturels. Cette différence correspond à deux idées du rapport de l'homme à la nature : « celle d'une nature extérieure à l'homme, qui doit être mise à l'abri des interventions humaines, et celle d'une nature dont nous faisons partie et avec laquelle nous vivons des relations d'interdépendance (Larrère and Larrère, 2015). » La tendance est ainsi à une convergence entre ces évolutions dans les paradigmes éthiques, les avancées dans la compréhension scientifique des mécanismes environnementaux, de ses dérèglements et des interactions avec les activités humaines, les préoccupations de santé publique et les évolutions des demandes des consommateurs favorisant de nouveaux types d'élevage plus respectueux de l'environnement, cette convergence rendant possible de penser une intégration à terme de tous ces éléments. Un exemple typique de cette nouvelle tendance est fourni par un article (Lund and Olsson, 2006) qui met l'élevage en perspective sur le long terme en l'inscrivant dans une relation symbiotique (on notera l'usage de ce terme dans le titre de l'article) entre l'animal et l'homme, symbiose qui s'inscrit en profondeur dans la biologie même des hommes et des espèces domestiquées (l'exemple de la tolérance au lactose est par exemple invoqué dans l'article (Beja-Pereira *et al.*, 2003; Lund and Olsson, 2006)¹³). Cette perspective suggère que le développement actuel d'un élevage « bio » est moins une rupture que la marque d'une profonde continuité (à la différence de l'élevage de type industriel).

On voit que, sur cette ligne, une réévaluation appuyée du rôle écologique de l'élevage peut être soutenue, ce qui est le cas non seulement de l'article cité mais d'un très grand nombre d'autres. Ainsi par exemple, un article (Power, 2010) détaille tous les services environnementaux des systèmes d'élevage capturant le carbone, entretenant les prairies, favorisant la pollinisation, etc., tout en soulignant que ces capacités dépendent totalement des choix adoptés dans les pratiques d'élevage dont les faits nous montrent plus que suffisamment qu'elles peuvent tout aussi bien être éminemment nocives pour l'environnement.

5.3.4. L'image de l'éleveur

Par ailleurs, il importe de noter que ces processus ne sont pas sans impacts sur l'image de l'éleveur, aussi bien pour celle que s'en fait le public que pour celle qu'il se fait de lui-même.

¹³ « Although the human adaptation to the symbiotic relation with farm animals has mainly been cultural, the development of lactose tolerance among adults in dairy-based cultures indicates a relationship lasting long enough to also affect human biology. A strong geographic concordance among cattle milk gene diversity, human lactose tolerance, and the distribution of the earliest European cattle pastoralists has been identified, suggesting that farming practices since the Neolithic era has left reciprocal genetic signatures in cattle and human populations from North Central Europe (Beja-Pereira *et al.*, 2003). This reflects the extent to which domestication has shaped human societies and the genomes of both humans and cattle. », Lund et Olsson, 2006, p. 49.

Ces évolutions s'accompagnent en effet d'une transformation en parallèle de la représentation de soi chez les éleveurs. Cette image est en tension entre trois grands pôles. Le premier est celui de nourricier de la collectivité dans une logique très productiviste. Le second est celui de conservateur ou de gardien rassurant reflétant une certaine identité culturelle voire civilisationnelle et une tradition de cohabitation de l'homme et de la nature (fonction qui semble pour une large part assurer le succès à répétition des salons de l'agriculture). Ce deuxième rôle certes persistant apparaît désormais de plus en plus concurrencé par un troisième : celui de modèle-pilote portant un nouveau rapport de l'homme à la nature, rapport conciliant intérêts humains ou individuels et intérêts globaux, systémiques et environnementaux. L'idée d'après-guerre d'un contrat du paysan avec la société et le consommateur (contrat assurant le premier d'un avenir meilleur en échange de son consentement à la modernisation) est ainsi renouvelée : il ne s'agit plus seulement d'une garantie de subsistance comme dans les années 50, mais à la fois d'une continuité avec un passé rassurant et d'une projection-expérimentation dans un avenir possible, conciliant ainsi tradition et modernité (que les années 60 et 70 voire 80 opposaient). Et cela apparaît plus vrai pour les éleveurs que pour les agriculteurs, astreints à une exploitation des sols difficile à concilier avec l'aspect naturel des paysages, ce qui ne vaut pas pour l'élevage de type « bio » qui, de plus, se réclame de services environnementaux majeurs (sur la liste desquels - outre celui donc de l'entretien des paysages et ceux déjà signalés plus haut : entretien des prairies par la pâture, capture du carbone, pollinisation – peuvent être encore mentionnés d'autres services comme l'équilibre biologique et la fertilité des sols, la prévention des incendies etc.).

Cependant, on assiste actuellement à une crise aiguë du monde agricole qui ne semble pas réductible aux aspects économiques mais qui apparaît bien aussi comme une crise morale, liée aux représentations et tenant pour une grande partie à la difficulté d'investir ces nouvelles fonctions associées à la notion de service écosystémique et de les identifier clairement. Ces difficultés sont celles d'une transition entre un modèle productiviste qui n'a pas tenu toutes ses promesses et un modèle nouveau qui est encore largement à inventer. Se trouve alors généré un sentiment profond d'injustice chez les éleveurs tenant à la disproportion entre l'investissement dans ce nouveau rôle, l'incertitude économique de la réalité quotidienne et le ressenti d'une insuffisance d'encouragement et de pilotage de la part des pouvoirs publics pour s'engager dans ces directions inédites. Le ressentiment est d'autant plus aigu que cette évolution prend à contre-pied nombre d'éleveurs toujours saisis dans une logique de modernisation industrielle ou dans ses suites (en particulier la charge d'endettement sur le long terme et les engagements liant à des fournisseurs ou des circuits de distribution), logique ressentie maintenant comme une impasse. De là un sentiment de « trahison », d'avoir été encouragé dans le sens d'un contrat productiviste, d'avoir rempli sa part et d'être maintenant désavoué. A cette crise morale s'ajoute ainsi une crise politique liée non seulement à un sentiment de rupture du monde agricole avec l'Etat mais également à la perte d'autonomie et de contrôle des paysans dans la gestion des espaces. Cette gestion se trouve en effet de plus en plus contestée aux éleveurs au nom d'impératifs d'ordre environnemental ou éthique visant à la soumettre aux critères de – pour reprendre la terminologie en cours - l'« acceptabilité sociale des activités d'élevage » (Delanoue *et al.*). Aux yeux de nombreux éleveurs français, ces appréhensions contribuent à assombrir un horizon européen qu'ils associent à la montée de ces contraintes assimilées à des menaces sur leur autonomie de décision et de contrôle.

5.3.5. Conclusion : éléments de controverse et besoins de recherche

On peut estimer que les grandes lignes d'évolution touchant aux sensibilités des consommateurs et de l'opinion publique, à la montée de la considération environnementale, à l'image de l'éleveur ainsi que certains éléments de crise liés à ces évolutions sont *grosso modo* assez établis, mais que des lacunes et des points de controverses se révèlent dès lors que l'on cherche à préciser ces lignes générales.

Les besoins de recherche concernent tout particulièrement les modèles éthiques - le plus souvent implicites - sur lesquels peuvent se régler les éleveurs et, dans cette ligne, de savoir dans quelle mesure ces modèles peuvent effectivement compter dans les décisions des professionnels de l'élevage (et, au-delà des seuls éleveurs, au sein des filières). Pour être plus précis, il nous semble en effet que trois tendances sont perceptibles (sans être

étayées par des études suffisantes) : la première est celle d'une éthique de type contractuel (passant contrat avec la société et les pouvoirs publics en termes de services et de règles, cahiers des charges etc., à l'égard aussi bien des animaux et de l'environnement), dont la trace visible est celle du développement des labels et autres IGP¹⁴ (qui peuvent bien entendu s'appliquer également aux positionnements éthiques qui suivent, la différence étant que ceux-ci n'y trouvent pas leur motif essentiel) ; la seconde est celle plus traditionnelle d'une éthique de la sollicitude, encore appelée éthique du « care » en anglais, cherchant à unir le plus possible et de façon individualisée soin et souci vis-à-vis des animaux et bonne gestion de la nature, la relation humaine de proximité à l'animal constituant le pivot de cette éthique ; la troisième enfin est celle d'éthiques clairement environnementalo-centrées : elles prônent non plus une éthique du soin mais l'intégration maximale, voire quasi symbiotique aux milieux naturels, valorisant par là une éthique de l'intégrité de l'animal d'élevage rendu à un environnement le plus possible naturel et pouvant donc comporter occasionnellement des risques liés aux aléas d'un milieu plus indéterminé, aux interactions entre animaux, voire à l'éventualité de prédateurs (au cas où les espaces d'élevage ne seraient pas parfaitement clos).

Confirmer, relativiser ou rectifier ces hypothèses, les analyser et en mesurer l'impact effectif sur les représentations et les décisions des éleveurs, cela non seulement au niveau français mais autant que possible dans une perspective comparatiste européenne, nous semblerait une orientation de recherche propre à éclairer le domaine d'étude.

¹⁴ IGP : Indication Géographique Protégée.

Références bibliographiques

Beja-Pereira, A.; Luikart, G.; England, P.R.; Bradley, D.G.; Jann, O.C.; Bertorelle, G.; Chamberlain, A.T.; Nunes, T.P.; Metodieiev, S.; Ferrand, N.; Erhardt, G., 2003. Gene-culture coevolution between cattle milk protein genes and human lactase genes. *Nature Genetics*, 35 (4): 311-313. <http://dx.doi.org/10.1038/ng1263>

De Bakker, E.; Dagevos, H., 2011. Reducing Meat Consumption in Today's Consumer Society: Questioning the Citizen-Consumer Gap. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 25 (6): 877-894. <http://dx.doi.org/10.1007/s10806-011-9345-z>

Delanoue, E.; Roguet, C.; Dockes, A.C. *Controverses sur l'élevage bovin en France. fiche synthétise l'étude du Groupe technique "Acceptabilité sociale du l'élevage" du GIS Elevages Demain sur les filières bovines: GIS Elevage demain*, 7 p. <http://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Acceptabilite-Fiche-Bovin>

Guichet, J.L., 2010a. Environnementale ou animale ? Deux éthiques contemporaines. *La Pensée*, n° 363 (n° spécial Environnement): 73-88.

Guichet, J.L., 2010b. L'animal inenvisageable. La perception humaine de la douleur animale : entre les Lumières et aujourd'hui In: Guichet, J.L., ed. *Douleur animale, douleur humaine*. Versailles: Quae, 175-189. <http://dx.doi.org/10.3917/quae.guich.2010.01.0022>

Guichet, J.L., 2013. La question animale dans l'éthique environnementaliste. *Journal International de Bioéthique*, 24/1: 29-38.

Larrère, C., 1997. *Les philosophies de l'environnement*. Paris: PUF (Collection "Philosophies").

Larrère, C.; Larrère, R., 2015. *Penser et agir avec la nature*. Paris: La Découverte, 374 p.

Lund, V.; Olsson, I.A.S., 2006. Animal agriculture: Symbiosis, culture, or ethical conflict? *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 19 (1): 47-56. <http://dx.doi.org/10.1007/s10806-005-4378-9>

Norton, B.G., 1991. *Toward unity among environmentalism*. New York: Oxford University Press.

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2959-2971. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

Rossi, J.; Garner, S.A., 2014. Industrial Farm Animal Production: A Comprehensive Moral Critique. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 27 (3): 479-522. <http://dx.doi.org/10.1007/s10806-014-9497-8>

Sabbagh, C.; Le Neindre, P., 2013. La question de la douleur animale dans le débat actuel : les attentes des consommateurs. In: Sabbagh, C.; Le Neindre, P., eds. *Douleurs animales en élevage : expertise scientifique collective Inra*. Versailles: Quae (Matière à débattre et décider), 22-22.

Sagoff, M., 1984. Animal liberation and environmental ethics: Bad marriage, quick divorce. *Osgoode Hall Law Journal*, 22: 297-307.

5.4. Droit de l'environnement

Préambule :

Dans le cadre de cette étude, le regard porté sur les impacts et services environnementaux nés des élevages et de leurs produits sera juridique. Ce point de vue sera étendu à la problématique du bien-être des animaux d'élevage, laquelle est régulièrement associée aux questions environnementales, voire juridiquement associée à la problématique environnementale. Le droit de l'environnement occupe naturellement une place importante dans la mise en perspective de ce regard. Plus encore, il est d'ores et déjà largement ancré dans une logique « impacts versus services ». Cette approche duale est marquée par la coexistence d'un côté d'un droit destiné à lutter contre les pollutions et nuisances soit un droit luttant donc contre les impacts sur l'environnement et de l'autre d'un droit visant à préserver la nature et donc encourageant les actions en ce sens. En outre, l'ensemble du droit de l'environnement étant traversé par l'objectif de développement durable, il ne s'agit plus désormais d'exclure l'humain et ses activités de la préservation de la biodiversité. En d'autres termes, au-delà des revendications humaines et sociales sur le sens de la protection de la biodiversité, il est également question des actions bénéfiques de l'homme sur l'environnement et donc des services rendus par son activité. L'existence par ailleurs de la notion de services écosystémiques, telle qu'elle est développée par le MEA (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) et désormais intégrée dans le droit applicable, peut toutefois brouiller l'analyse juridique à réaliser ici. En effet, les services écosystémiques sont définis comme étant les services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain. Les deux approches ne peuvent se confondre dans la mesure où le prestataire et le bénéficiaire du service diffèrent. Beaucoup d'auteurs affirment effectivement que les services environnementaux, ceux rendus par l'homme, se distinguent de ceux rendus par les écosystèmes (Barnaud et al., 2011). Une articulation entre ces deux dimensions des services semble par ailleurs se profiler au travers notamment des paiements pour services environnementaux, lesquels évoluent vers des paiements pour la préservation des services écosystémiques (Groupe Caisse des Dépôts - Mission économie de la biodiversité, 2014). En d'autres termes, l'analyse juridique des bénéfices environnementaux d'une activité à l'aulne des services écosystémiques peut offrir une autre grille de lecture que celle habituellement retenue et présentée par éléments environnementaux (eau, air, sol...). Cependant, cette analyse peut s'avérer prématurée dans la mesure où la littérature juridique reste timide bien qu'elle commence à s'en emparer.

S'agissant des impacts et services de l'activité d'élevage, le droit intègre ce visage janusien de l'activité d'élevage en limitant les effets négatifs de l'élevage sur l'environnement tout en encourageant l'élevage favorable à l'environnement. En réalité, avec toutes les nuances que ce découpage comporte, deux formes d'élevage coexistent : l'élevage intensif et/ou concentré dont il faut atténuer les impacts (PARTIE 5.4.1) et l'élevage extensif qui s'annonce comme une alternative au modèle dominant et une valorisation de territoires difficiles (PARTIE 5.4.2). Ce découpage se traduit par un changement de la nature du droit. Lorsque le droit fixe des limites à l'activité d'élevage pour en atténuer les impacts, il s'agit prioritairement d'un droit unilatéral et contraignant. En revanche, pour favoriser une autre forme d'élevage, c'est à un droit incitatif et volontaire qu'il est fait appel. Cependant, si ce découpage apparaît en filigrane des textes juridiques afférents, plusieurs nuances doivent être dès à présent soulignées.

La première nuance tient à l'absence de ligne de démarcation claire entre ces deux formes d'élevages (OCDE, 2014)¹⁵. La terminologie « Elevage intensif » est bien celle utilisée par la directive 2010/75 relative aux émissions industrielles¹⁶ pour désigner un type d'élevage. Ce dernier n'est toutefois pas défini en tant que tel mais est caractérisé quantitativement. Cependant, dans la littérature, au-delà de ce seuil quantitatif pour identifier l'élevage intensif, c'est plus largement à un mode d'élevage qu'il est fait référence (Pervanchon and

¹⁵ Des indicateurs agri-environnementaux, intensif/extensif sont toutefois usités : Eurostat statistic explained, Agri-environmental indicator-intensification- extensification, data from november 2012, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_intensification_-_extensification. Ces indicateurs permettent de caractériser le niveau d'utilisation des terres agricoles.

¹⁶ Union Européenne, 2010. Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. Journal Officiel n°L 334 du 17.12.2010, p. 17-119 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32010L0075>.

Blouet, 2002)¹⁷. On retrouve bien entendu la logique du chargement élevé sur l'exploitation mais est également mentionné comme un critère d'intensification, celui de la faible autonomie alimentaire de l'éleveur (Galais et al., 2008). L'élevage extensif ne bénéficie pas non plus d'une définition, si ce n'est au regard de l'élevage intensif, lui-même mal défini.

Une seconde nuance à apporter tient au lien entretenu ou supposé entre un mode d'élevage et la protection de l'environnement. D'une part, plusieurs études¹⁸ tendent à mettre en évidence les effets environnementaux bénéfiques de l'élevage intensif. D'autre part, le mode d'élevage extensif, s'il se caractérise par une faible densité de chargement d'effectifs d'animaux à l'hectare, s'avère être une terminologie trop englobante pour refléter la nature des différents enjeux environnementaux associés.

5.4.1 : Les modes d'intensification de l'élevage et ses conséquences saisis par le droit

Au fur et à mesure que l'élevage évoluait vers une forme de plus en plus intensifiée, le droit a adapté l'encadrement de cette activité. D'un côté, il contribue à limiter les différentes formes d'impacts environnementaux associés à cette activité. La pollution de l'eau par les nitrates d'origine agricole y occupe une place importante (Chapitre 1). Dans le même temps, le droit tente d'inscrire cette forme d'élevage dans une logique d'agriculture durable en accompagnant cette évolution de l'élevage vers plusieurs solutions alternatives en ce sens (Chapitre 2).

CHAPITRE 1 – La prise en compte juridique des impacts négatifs de l'élevage par le prisme de l'activité d'élevage et de sa localisation

Ces impacts environnementaux négatifs sont considérés à travers le prisme de l'intensité de l'élevage (Section 1) mais également de la vulnérabilité d'éléments environnementaux qu'une concentration animale plus ou moins importante peut rendre plus fragile (Section 2). En réponse à l'intensité de l'élevage, la protection juridique intégrée dans le droit des pollutions et nuisances offre certes un cadre holistique mais il est réservé à certaines installations : les plus importantes. En l'espèce, il s'agit des plus gros élevages. En dehors de ce cadre spécifique, ce sont des impacts environnementaux différenciés qui sont considérés et qui visent à préserver la vulnérabilité des milieux. Cette approche fragmentée du droit entre les différentes composantes de l'environnement (eau, air, sol...) est régulièrement rappelée et critiquée.

SECTION 1 : L'encadrement juridique de l'intensification de l'élevage

La terminologie « Elevage intensif » est bien celle utilisée par la directive 2010/75 relative aux émissions industrielles pour désigner un type d'élevage. Ce dernier n'est toutefois pas défini en tant que tel mais est caractérisé quantitativement (paragraphe 1). La législation française relative aux Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) assurant la transposition de cette directive capte en son sein un plus grand spectre d'installations d'élevage que ceux identifiés comme « intensifs », c'est-à-dire d'élevages dont l'activité est considérée comme polluante (paragraphe 2). Bien que fondé sur d'autres critères que ceux retenus par la législation française, la littérature scientifique ne fait pas non plus coïncider la notion d'élevage intensif à celle retenue par la directive européenne. En effet, au-delà de ce seuil quantitatif pour identifier l'élevage intensif, c'est plus largement à un mode d'élevage qu'il est fait référence. On retrouve bien entendu la logique du chargement¹⁹ élevé sur l'exploitation mais est également mentionné comme un critère d'intensification, celui de la faible autonomie alimentaire de l'éleveur (Galais *et al.*, 2008).

¹⁷ Plus largement, certains auteurs soulignent que plusieurs expressions se chevauchent et renvoient à une appréciation positive ou négative de l'agriculture, telles que pour la vision négative, agriculture intensive, conventionnelle ou productiviste. Pour autant, cette appréciation renvoie à un contenu souvent mal connu.

¹⁸ Cf synthèse de l'expertise, et Cf ci-après Paragraphe 1 – L'économie circulaire et les effluents d'élevage.

¹⁹ C'est-à-dire le nombre d'animaux par unité de surface.

Paragraphe 1- L'élevage intensif et la procédure d'autorisation intégrée : la directive 2010/ 75 relative aux émissions industrielles

La directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (Ex- directive IPPC sur la prévention et réduction intégrées de la pollution)²⁰ a élaboré un cadre général qui repose sur une procédure d'autorisation intégrée afin de réduire les émissions industrielles²¹. Ces autorisations doivent tenir compte du bilan écologique complet d'une installation afin d'éviter le transfert de pollution d'un milieu (air, eau ou sol) vers un autre ainsi que la production de déchets. Il convient d'accorder la priorité à la prévention de la pollution en intervenant à la source et en assurant une utilisation et une gestion prudentes des ressources naturelles. L'ouverture et le fonctionnement des installations visées par la directive sont conditionnés par l'obtention d'une autorisation au sein de laquelle plusieurs conditions sont exigées. Ces dernières sont notamment fondées sur les Meilleures technologies disponibles (MTD). Les MTD renvoient aux techniques les plus efficaces en matière de prévention et de réduction des émissions, qui sont réalisables d'un point de vue technique et économiquement viables dans ce secteur. Dans cette directive relative aux émissions industrielles, une approche différenciée par catégories d'élevage est expressément mentionnée comme une condition pour atteindre les objectifs fixés par la directive²². Ce sont les élevages les plus polluants qualifiés d'élevages intensifs (A) qui sont visés par cette directive qui se préoccupent plus spécifiquement à leur encontre des émissions polluantes dans l'eau et l'air (B).

A -Les élevages concernés :

A la lecture de la rubrique 3660 consacrée aux élevages intensifs, il est impératif de souligner que les élevages intensifs concernent uniquement certaines catégories d'animaux, à savoir les volailles et les porcs, lesquels peuvent également être distingués selon leur âge²³. En effet, il s'agit de l'« Elevage intensif de volailles ou de porcs : a) Avec plus de 40 000 emplacements pour les volailles ; b) Avec plus de 2 000 emplacements pour les porcs de production (de plus de 30 kg) ; c) Avec plus de 750 emplacements pour les truies ». Le fait de réserver la qualification d'élevages intensifs à certaines catégories d'animaux d'élevage s'explique par le développement des systèmes hors sol à leur encontre. Toutefois, il apparaît aujourd'hui impossible de négliger le développement de ce système pour les bovins également. L'exemple de la ferme des 1 000 vaches en France en est une illustration (Voir Encart). Elle n'est toutefois pas un cas isolé dans d'autres pays comme c'est le cas, par exemple, aux Pays-Bas ou de façon plus importante encore aux Etats-Unis. Cette évolution n'a pas échappé à la directive précitée sur les émissions industrielles qui souligne « la nécessité d'établir les contrôles les plus appropriés sur les émissions produites par les installations d'élevage du bétail » (cons. n°20, déjà mentionné). Plus encore, ce même considérant a fait l'objet d'un rectificatif²⁴. En l'espèce, ce rectificatif marque sans ambiguïté l'entrée de l'élevage bovin dans l'ère de l'élevage intensif et de nouvelle prise en compte juridique en ce sens. En effet, le terme de « bétail » a été remplacé par celui de « bovins ». En effet, ce rectificatif fait désormais mention de « l'élevage intensif de volailles et de bovins » et enjoint la Commission européenne d'examiner « la nécessité d'établir les contrôles les plus appropriés sur les émissions produites par les installations d'élevage de bovins ».

²⁰ Union Européenne, 2010. Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. Journal Officiel n°L 334 du 17.12.2010, p. 17–119 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32010L0075>

²¹ Pour rappel, cette directive ancêtre de la directive dite IPPC (Union Européenne, 2008. Directive 2008/1/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (version codifiée) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Journal Officiel n°L 24 du 29.1.2008, p. 829 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32008L0001>) est une refonte de sept textes législatifs antérieurs relatifs aux émissions industrielles et couvrent les activités industrielles suivantes : industries d'activités énergétiques, production et transformation des métaux, industrie minière, industrie chimique, gestion des déchets ainsi que d'autres secteurs tels que celui de la production de pâte à papier et de papier, des abattoirs et de l'élevage intensif de volailles et de porcs.

²² Considérant n°20 : « L'élevage intensif de volailles et de bétail est responsable d'une part considérable des émissions de polluants dans l'air et dans l'eau. En vue d'atteindre les objectifs fixés dans la stratégie thématique sur la pollution atmosphérique et dans le droit de l'Union relatif à la protection des eaux, il est indispensable que la Commission examine la nécessité de fixer des seuils de capacité différenciés pour les différentes espèces de volaille, afin d'établir le champ d'application de la présente directive, ainsi que la nécessité d'établir les contrôles les plus appropriés sur les émissions produites par les installations d'élevage du bétail ».

²³ Ce point a clairement été explicité dans la directive européenne, cf. note ci-dessus.

²⁴ Rectificatif, JO L 158 du 19.6.2012, p. 25 (2010/75).

La ferme des 1 000 Vaches et ses rebondissements juridiques

La ferme des 1 000 vaches a été lancée par un entrepreneur en BTP dans la Somme.

En 2009, l'initiateur de la ferme des Mille Vaches s'associe à trois producteurs de lait au sein d'une société laitière (Lait Pis Carde) en vue d'une mise en commun des quotas laitiers. En 2013, s'ajoutent deux autres producteurs formant une structure commune de 300 vaches produisant 2,8 millions de litres de lait.

En 2011, une enquête publique est lancée et porte sur un projet de porter le cheptel existant à 1 000 vaches laitières (soit 1 720 bovins avec les veaux et les génisses) et de mettre en place un méthaniseur d'une capacité de 1,489 mW. L'enquête publique révèle une forte opposition des habitants. Le commissaire enquêteur rendra, quant à lui, un avis favorable, estimant que les installations d'élevage pourront fonctionner « sans préjudice pour l'environnement » (Garric, 2014).

En février 2012, une première manifestation contre le projet de ferme est organisée par l'association NOVISSen (Nos villages se soucient de leur environnement), association créée en novembre 2001 regroupant plus de 600 personnes d'Abbeville. Dans la lutte contre ce projet de ferme, l'association sera rejointe par Europe Ecologie-Les verts, la Confédération paysanne, la Coordination rurale, l'association Brigitte Bardot ainsi que l'association L214. La Coordination rurale avait notamment mis en exergue l'enfermement animal mais également le bilan carbone des transports de nourriture et d'effluents ou encore l'usage de soja en partie importé pour l'alimentation animale.

En février 2013, il y a eu une première autorisation accordée par arrêté préfectoral sur le projet global de 1 000 vaches qui a été limité à 500 vaches sur 18 hectares. La limitation à 500 vaches laitières au lieu des 880 prévues s'explique par une trop faible contractualisation des surfaces d'épandage du lisier nécessaires. En effet, 1 500 hectares ont fait l'objet d'un contrat d'épandage des effluents avec des agriculteurs. C'est donc le double, soit 3 000 hectares qui auraient été nécessaires pour une installation de 1 000 vaches²⁵.

En mars 2013, un arrêté préfectoral accorde, en sus de l'autorisation d'exploiter, le permis de construire. Ce dernier est d'ores et déjà accordé pour accueillir des installations de 1 000 vaches, accueil qui reste conditionné à une autorisation d'agrandissement en vertu du principe de l'indépendance des législations (celle des installations classées et celle de l'urbanisme).

En Mai 2013, l'association NOVISSen déposera un recours auprès du Préfet de la Somme ainsi qu'une requête en référé-suspension devant le tribunal administratif d'Amiens contre le permis de construire. Tous deux seront rejetés, de même que son pourvoi en juin 2014 contre le Conseil d'Etat.

En septembre 2014, l'association déposera un nouveau référé-suspension contre l'autorisation d'exploiter. L'opposition reste tellement forte et prendra de telles proportions que le ministre de l'Agriculture, Stéphane Le Foll, clamera que tout en respectant les règles applicables, ce projet de ferme est « contraire » à la vision portée par la nouvelle loi d'avenir de l'agriculture²⁶.

En mars 2015, un dossier de regroupement est déposé pour passer de 500 à 880 vaches. Selon la procédure simplifiée, le regroupement n'exige pas d'enquête publique. En acceptant ce regroupement, l'avocat des exploitants souligne que les services de l'Etat ont donc estimé que cela ne représentait aucune modification substantielle du projet. Néanmoins, à la demande du ministre de l'Agriculture, Stéphane Le Foll, une enquête publique avait tout de même eu lieu, laquelle a abouti au rendu d'un avis favorable par la Commission d'enquête. Cette dernière constituée de trois commissaires enquêteurs a jugé « à l'unanimité de ses membres, que « les critiques et les craintes formulées par les opposants ne sont pas véritablement fondées et ne reposent pas sur des bases scientifiques aujourd'hui réellement certifiées ». Parmi les arguments invoqués par les commissaires enquêteurs figurent le fait que « le département de la Somme présente un manque de production de lait de l'ordre de 27 millions de litres par an par rapport aux capacités dont il dispose ». Cette situation implique un besoin important d'importation de lait allemand et danois à laquelle il faut répondre. Ce type de ferme en constitue une selon les commissaires enquêteurs dans un contexte de concurrence européenne accrue du fait de la suppression des quotas laitiers. Enfin, ils considèrent que « les regroupements d'élevages sont un atout pour l'emploi et de meilleures conditions de travail et de qualité de vie pour les éleveurs et leurs salariés qui peuvent s'organiser, prendre des congés et ne plus être esclaves des traites quotidiennes » (2016).

En janvier 2016, par un référé, le tribunal Administratif d'Amiens se prononce en faveur des propriétaires et exploitants de la ferme des Mille vaches, lesquels contestent l'application de sanctions financières exigées par le préfet de la Somme. Cette demande du préfet intervient à la suite d'un contrôle sur le nombre de vaches autorisées, lequel ne correspondait pas à l'autorisation accordée en 2013. Dans le cadre de cette affaire, les amendes pour dépassement de cheptel autorisé ont été suspendues.

En mai 2016, l'actuelle ministre de l'Environnement, Mme Ségolène Royal, a fait une demande auprès du préfet de la Somme d'une nouvelle enquête publique et d'une étude d'impact sur l'extension de 500 à 880 vaches laitières. Pour la Ministre, le projet de regroupement de plusieurs cheptels de l'exploitant « conduit à des modifications et augmentations substantielles de plusieurs sources de pollutions, notamment l'augmentation de la quantité d'effluents, l'impact sur les odeurs lié au stockage de fumier et de lisier ou l'impact lié au trafic routier supplémentaire ». La ministre insiste sur le fait que l'augmentation du cheptel de 300 vaches implique le dépôt d'un dossier supplémentaire. De façon explicite, elle indique dans son courrier du 2 mai 2016 que « l'ensemble de ces éléments m'amènent à considérer qu'une telle augmentation d'effectifs ne peut être autorisée dans le cadre de la procédure de regroupement et doit faire l'objet d'une nouvelle procédure d'autorisation avec réalisation d'une étude d'impact et d'une enquête publique ».

De nouveaux recours sont à attendre. Néanmoins, deux points forts sont à tirer de cette affaire. Le premier a trait au clivage qui s'est opéré entre deux modes d'agriculture et l'affirmation d'une rupture avec le modèle français d'élevage familial, y compris de la part du milieu politique. Le second point tient aux conséquences d'une procédure simplifiée, susceptible de bénéficier à une agriculture plus intensive (cf. ci-après).

²⁵ Ibid.

²⁶ Ibid.

La prise en compte de l'élevage bovin dans le cadre de l'élevage intensif, élevage jusqu'ici épargné, révèle une tendance à une homogénéisation des méthodes d'élevage. Cette tendance peut révéler également une augmentation des élevages intensifs de volailles et de porcs et ainsi une accentuation de leurs effets négatifs identifiés. Ces derniers peuvent être liés à la concentration animale mais également à l'alimentation animale (une alimentation importée, en partie composée d'OGM et peu nutritive pour la santé humaine). Par ailleurs, cette tendance peut conduire à nuancer les qualités environnementales et sanitaires attribuées à l'élevage bovin, tout particulièrement la synergie soulignée entre pâturage, alimentation plus riche en Oméga 3 et bienfaits environnementaux (puits de carbone). Dans le même temps, ce mode d'élevage, par certains aspects, peut s'avérer compatibles avec certaines exigences environnementales, lesquelles seraient fondées sur l'utilisation rationnelle des ressources²⁷.

En outre, cette directive met l'accent sur les émissions polluantes dans l'air et dans l'eau causées par l'élevage qualifié d'intensif.

B- L'accent mis sur les émissions polluantes dans l'air et l'eau

Dans le cadre de cette directive, une attention particulière est portée aux émissions polluantes dans l'air et l'eau par l'activité d'élevage intensif (même si l'ensemble des installations industrielles devra considérer l'ensemble des impacts environnementaux). Le 19^{ème} considérant de la directive précise en ce sens que « L'épandage de fumier contribue de manière significative aux émissions de polluants dans l'air et l'eau. Afin de réaliser les objectifs énoncés dans la stratégie thématique sur la pollution atmosphérique et dans la législation de l'Union relative à la protection de l'eau, il convient que la Commission examine la nécessité d'établir les contrôles les plus appropriés pour ces émissions par le recours aux meilleures techniques disponibles »²⁸.

Outre l'activité associée à l'élevage, c'est l'activité d'élevage elle-même qui est visée par le 20^{ème} considérant : « L'élevage intensif de volailles et de bovins est responsable d'une part considérable des émissions de polluants dans l'air et dans l'eau. En vue d'atteindre les objectifs fixés dans la stratégie thématique sur la pollution atmosphérique et dans le droit de l'Union relatif à la protection des eaux, il est indispensable que la Commission examine la nécessité de fixer des seuils de capacité différenciés pour les différentes espèces de volaille, afin d'établir le champ d'application de la présente directive, ainsi que la nécessité d'établir les contrôles les plus appropriés sur les émissions produites par les installations d'élevage de bovins ».

La Communication de la Commission du 21 septembre 2005 concernant la stratégie thématique sur la pollution atmosphérique (ci-après dénommée « stratégie thématique sur la pollution atmosphérique ») fixe notamment des objectifs de protection de la santé humaine et de l'environnement²⁹. La directive précise à ce sujet que ces derniers « ne sauraient être atteints sans de nouvelles réductions des émissions provenant des installations industrielles ».

²⁷ Cf. ci-après, Section 1 – L'utilisation prudente des ressources naturelles.

²⁸ Selon l'article 3-10 de la directive, les « meilleures techniques disponibles » sont définies comme « le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer la base des valeurs limites d'émission et d'autres conditions d'autorisation visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble : a) par « techniques », on entend aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt ; b) par « disponibles », on entend les techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient utilisées ou produites ou non sur le territoire de l'État membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables ; c) par « meilleures », on entend les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

²⁹ Commission européenne, 2005. Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen - Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique COM/2005/0446 final, 15 p. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX%3A52005DC0446>. La stratégie choisie définit des objectifs en matière de santé et d'environnement, ainsi que des objectifs de réduction des émissions pour les principaux polluants. Ces objectifs seront réalisés par étapes et permettront de protéger les habitants de l'UE contre l'exposition aux particules et à l'ozone présents dans l'air, et de mieux protéger les écosystèmes européens contre les pluies acides, l'excès d'azote nutritif et l'ozone.

Dans le cadre de la procédure de réexamen prévue à l'article 73 de la directive, pour mieux prendre en compte les émissions de l'épandage de fumier ainsi que celle des élevages intensifs de bovins, il a été décidé qu'« Au plus tard le 31 décembre 2012, la Commission examine s'il est nécessaire de contrôler les émissions provenant : a) (...), b) de l'élevage intensif de bovins ; c) de l'épandage de fumier. La Commission communique les résultats de cet examen au Parlement européen et au Conseil, assortis, le cas échéant, d'une proposition législative » En outre, selon l'article 73-3 de la directive « Au plus tard le 31 décembre 2011, la Commission informe le Parlement européen et le Conseil de l'établissement à l'annexe I : a) des seuils de capacité différenciés pour l'élevage des différentes espèces de volailles, y compris dans le cas particulier de la caille ; b) des seuils de capacité pour l'élevage simultané de différents types d'animaux dans la même installation ». C'est à cet effet qu'un rapport a été fourni par la Commission en 2013³⁰. La Commission constatait le rôle évident de l'élevage de bovins dans la pollution des eaux : « La Commission a déterminé que l'élevage des bovins représentait actuellement dans l'UE environ 90 millions de têtes de bétail. Il s'agit de vaches laitières (27%), de génisses (7%) et de bœufs/autres troupeaux (66%). Le cheptel bovin se répartit entre un très grand nombre d'exploitations agricoles (environ 3,5 millions) de différente taille, depuis les grandes exploitations centralisées jusqu'aux petites exploitations comprenant une seule vache. L'élevage des bovins, englobant tous les aspects de l'élevage des vaches y compris leur alimentation et la gestion du fumier, produit actuellement des émissions atmosphériques d'environ 1,5 million de tonnes d'ammoniac par an (soit 41% du total de l'UE) et d'environ 7 millions de tonnes de méthane par an (soit 2% du total de l'UE). L'élevage des bovins constitue également un facteur important de pollution des eaux souterraines et de surface par les nitrates, et l'Union européenne lutte contre cette pollution au moyen de la directive « nitrates ». Plusieurs scénarii de niveau d'ambition différent ont été élaborés pour l'application des meilleures technologies disponibles visant à réduire les émissions d'ammoniac. Cependant l'une des conclusions à laquelle aboutit la Commission concerne le nombre d'élevages bovins concernés par le système d'autorisation de la directive sur les émissions industrielles : « si un système d'autorisation en bonne et due forme tel que celui prévu par la directive était appliqué à toutes ces exploitations, près de 12% des élevages bovins laitiers et près de 23% des autres élevages de bovins nécessiteraient une autorisation, ce qui ferait pour la première fois entrer plus de 400 000 exploitations agricoles dans le champ d'application de la directive sur les émissions industrielles. La majeure partie des exploitations d'élevage des bovins continuerait cependant à ne pas faire l'objet d'un tel système d'autorisation et, par conséquent, les émissions produites par la majorité des élevages de bovins dans l'UE ne seraient pas contrées ». *In fine*, la Commission conclut que « dans le cas des élevages intensifs, la Commission n'a pas l'intention, pour le moment, de proposer des modifications de l'annexe I de la directive sur les émissions industrielles en ce qui concerne les activités énumérées au point 6.6 (élevages intensifs de volailles et/ou de porcs) ni d'y inclure l'élevage des bovins, étant donné que de tels changements ne permettraient d'obtenir que des avantages environnementaux limités tout en entraînant potentiellement des coûts administratifs et de mise en conformité importants pour un grand nombre d'exploitations agricoles. Il est néanmoins manifeste que les émissions produites par l'épandage du fumier sont importantes et que des études supplémentaires devraient être effectuées afin de déterminer s'il conviendrait de réglementer les émissions d'ammoniac au niveau de l'UE et, le cas échéant, s'il serait possible d'y procéder dans le cadre des révisions de la directive sur les plafonds d'émission nationaux, dont l'une, qui s'inscrit dans le réexamen plus général de la stratégie thématique sur la pollution atmosphérique et des dispositions législatives associées, devrait s'achever en 2013 ».

La législation européenne a été transposée dans le droit national français via la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement. Cette législation concerne cependant un éventail plus varié d'installations d'élevages puisqu'elle ne vise pas que les installations autorisées et répondant à un élevage intensif au sens de la directive sur les émissions industrielles.

³⁰ Commission européenne, 2013. Rapport de la commission au parlement européen et au conseil. Rapport de la Commission sur les réexamens entrepris au titre de l'article 30, paragraphe 9, et de l'article 73 de la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles, concernant les émissions produites par les activités d'élevage intensif du bétail et les installations de combustion. COM/2013/0286 final. 15 p. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0286&from=FR>

Paragraphe 2 : La législation française relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)

La législation sur les installations classées a pour objet d'encadrer les activités les plus polluantes en considérant l'ensemble des nuisances causées par cette activité (Peyraud *et al.*, 2012)³¹. Elle nuance également le régime applicable selon l'intensité de la charge polluante de l'activité. Par ce biais, la législation ICPE est en mesure de saisir différents degrés d'intensification de l'élevage en les classant³² (A) et en déclinant plusieurs régimes applicables : celui de l'autorisation, de la déclaration et plus récemment celui de l'enregistrement (B).

A) le mode de classement

La législation sur les installations classées (ICPE) vise à réglementer les activités qui présentent le plus de risques de générer des pollutions et des nuisances. Sont classées les installations « qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature, de l'environnement et des paysages, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique » (art. L. 511-1 C. env.).

La soumission des activités d'élevage au régime des installations classées repose sur leur inscription au sein d'une nomenclature, liste établie par décret en Conseil d'Etat (par exemple, la nomenclature n°2111 pour les élevages de volailles ou de gibiers à plumes) et le degré d'exigences juridiques à leur encontre dépend des espèces animales (bovins, volailles ou porcs essentiellement) et de leur seuil de nuisances (Doussan, 2002c ; 2005c ; Langlais, 2007).

Classement pour les bovins

Rubrique 2101. Elevage, transit, vente etc. de bovins - Bovins (Etablissements d'élevage, vente, transit, etc., de)

Légende : A pour autorisation, D pour déclaration, DC pour déclaration avec contrôle périodique, E pour enregistrement

1. Elevage de veaux de boucherie et/ou bovins à l'engraissement ; transit et vente de bovins lorsque leur présence simultanée est supérieure à 24 heures, à l'exclusion des rassemblements occasionnels :	
a) Plus de 400 animaux	(A-1)
b) De 201 à 400 animaux	(DC)
c) De 50 à 200 animaux	(D)
2. Elevage de vaches laitières (c'est-à-dire dont le lait est, au moins en partie, destiné à la consommation humaine) :	
a) Plus de 200 vaches	(A-1)
b) De 151 à 200 vaches	(E)
c) De 101 à 150 vaches	(DC)
d) De 50 à 100 vaches	(D)
3. Elevage de vaches allaitantes (c'est-à-dire dont le lait est exclusivement destiné à l'alimentation des veaux) :	
A partir de 100 vaches	(D)
4. Transit et vente de bovins, y compris les marchés et centres d'allotement, lorsque la présence des animaux est inférieure ou égale à 24 heures, à l'exclusion des rassemblements occasionnels :	
Capacité égale ou supérieure à 50 places	(D)

³¹ Sur l'articulation entre la législation sur les installations classées et la législation sur l'eau.

³² Il est également utile de rappeler que l'absence de classement de l'activité d'élevage n'est pas pour autant synonyme de vide juridique.

Classement pour les porcs :

Rubrique 2102. Elevage, vente, transit etc. de porcs - Porcs (activité d'élevage, vente, transit, etc., de) en stabulation ou en plein air, à l'exclusion d'activités spécifiques visées à d'autres rubriques :

1. Installations dont les activités sont classées au titre de la rubrique 3660	(A-3)
2. Autres installations que celles visées au 1 et détenant :	
a. Plus de 450 animaux-équivalents	(E)
b. De 50 à 450 animaux-équivalents	(D)
Nota : - Les porcs à l'engrais, jeunes femelles avant la première saillie et animaux en élevage de multiplication ou sélection comptent pour un animal-équivalent, - Les reproducteurs, truies (femelle saillie ou ayant mis bas) et verrats (mâles utilisés pour la reproduction) comptent pour trois animaux-équivalents, - Les porcelets sevrés de moins de trente kilogrammes avant mise en engraissement ou sélection comptent pour 0,2 animal-équivalent.	

Classement pour les lapins :

Rubrique 2110. Elevage, transit, vente etc. de lapins - Lapins (activité d'élevage, transit, vente, etc., de).

1. Plus de 20 000 animaux sevrés	(A - 1)
2. Entre 3 000 et 20 000 animaux sevrés	(D)

Classement pour les volailles :

Rubrique 2111. Elevage, vente etc. de volailles, gibier à plumes - Volailles, gibier à plumes (activité d'élevage, vente, etc. de), à l'exclusion d'activités spécifiques visées à d'autres rubriques.

1. Installations dont les activités sont classées au titre de la rubrique 3660	(A-3)
2. Autres installations que celles visées au 1 et détenant un nombre d'emplacements pour les volailles et gibier à plumes supérieur à 30 000	(E)
3. Autres installations que celles visées au 1 et au 2 et détenant un nombre d'animaux équivalents :	
a. Supérieur à 20 000	(DC)
b. Supérieur à 5 000 mais inférieur ou égal à 20 000	

Classement pour les élevages intensifs :

Rubrique 3660. Elevage intensif³³

Elevage intensif de volailles ou de porcs :	
a) Avec plus de 40 000 emplacements pour les volailles	(A-3)
b) Avec plus de 2 000 emplacements pour les porcs de production (de plus de 30 kg)	(A-3)
c) Avec plus de 750 emplacements pour les truies	(A-3)
Nota : Par « volailles », on entend : les poulets, poules, dindes, pintades, canards, oies, cailles, pigeons, faisans et perdrix, élevés ou détenus en captivité en vue de leur reproduction, de la production de viande ou d'œufs de consommation ou de la fourniture de gibier de repeuplement.	

³³ Cette rubrique est plus récente, elle est a été créée par : République Française, 2013. Décret n° 2013-375 du 2 mai 2013 modifiant la nomenclature des installations classées *Journal Officiel RF n°0104 du 4 mai 2013 page 7667.*
<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2013/5/2/2013-375/jo/texte>

A partir de 1999, le seuil de nuisances des animaux présents dans chaque installation classée s'est matérialisé par l'existence du nombre d'animaux-équivalents pour les porcs et les volailles. Ce dernier n'indique pas nécessairement le nombre d'animaux effectivement présents dans l'exploitation agricole mais une proportion considérée réaliste de la quantité de nuisances ou de la charge polluante de ces élevages. Ainsi, précisant la gravité des dangers ou inconvénients générés par l'exploitation, ce calcul contribue à la détermination du régime juridique applicable aux installations classées dans la mesure où ce dernier est fonction du degré de nuisances. L'enjeu de cette méthode de calcul a été récemment soulevé lors d'une demande de question préjudicielle de la France à la Cour de justice de l'Union européenne sur la compatibilité du décret n°2005-989 modifiant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement et plus spécifiquement la rubrique 2111 relative aux élevages de volailles et de gibiers à plumes et le point 6.6 sous a de l'annexe 1 de la directive dite « IPPC » (Directive 2008/1/CE du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution, JOUE n°L. 24 du 29 janvier 2008, aujourd'hui directive sur les émissions industrielles, *cf. supra*). Selon le point 6.6 et l'annexe I de cette directive, les élevages intensifs de volailles disposant de plus de 40 000 emplacements doivent être soumis à un régime d'autorisation. Confrontée aux définitions de « volailles » et d'« emplacement », la Cour a également dû évaluer la méthode de calcul utilisée pour les volailles et a conclu à sa méconnaissance de la législation IPPC, en raison de l'absence de preuves scientifiques la cautionnant et surtout en ce qu'elle conduit à exonérer certaines installations d'élevage du régime de l'autorisation (CJCE, 22 janvier 2009, Association nationale pour la protection des eaux et rivières-TOS, Association OABA contre ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, aff. C- 473/07) (Verdure, 2009).

Dans le droit fil de cette jurisprudence, la méthode de calcul a depuis été ajustée. Ainsi, pour l'activité d'élevage de porcs, il est précisé que : « les porcs à l'engrais, jeunes femelles avant la première saillie et animaux en élevage de multiplication ou sélection comptent pour un animal-équivalent » ; « Les reproducteurs, truies (femelle saillie ou ayant mis bas) et verrats (mâles utilisés pour la reproduction) comptent pour trois animaux-équivalents » ; « Les porcelets sevrés de moins de trente kilogrammes avant mise en engraissement ou sélection comptent pour 0,2 animal-équivalent ». Cependant, c'est pour l'élevage de volailles que l'apport jurisprudentiel est le plus marquant. En effet, il est indiqué pour que les installations de volailles classées « élevage intensif » ainsi que pour les installations de volailles et gibier à plumes détenant un nombre d'emplacements supérieur à 30 000, Pour le « 1 » et le « 2 », « les volailles et gibier à plumes sont comptés en emplacements : 1 animal = 1 emplacement ». En revanche, pour les autres installations détenant un nombre d'animaux équivalents au-delà de 20 000 et entre 5 000 et 20 000, « les volailles et gibier à plumes sont comptés en utilisant les valeurs suivantes exprimées en animaux-équivalents :

1. Caille = 0,125.
2. Pigeon, perdrix = 0,25.
3. Coquelet = 0,75.
4. Poulet léger = 0,85.
5. Poule, poulet standard, poulet label, poulet biologique, poulette, poule pondeuse, poule reproductrice, faisan, pintade, canard colvert = 1.
6. Poulet lourd = 1,15.
7. Canard à rôti, canard prêt à gaver, canard reproducteur = 2.
8. Dinde légère = 2,20.
9. Dinde médium, dinde reproductrice, oie = 3.
10. Dinde lourde = 3,50.
11. Palmipèdes gras en gavage = 7 ».

B) Les régimes applicables : une nouvelle place accordée au régime de l'enregistrement

Les activités d'élevage sont éligibles à l'ensemble des régimes juridiques applicables en matière d'installations classées. Elles peuvent être donc soumises à autorisation, à déclaration (avec ou sans contrôle périodique), à enregistrement voire être exclues du régime des installations classées s'ils ne sont pas inscrits au sein de la nomenclature des installations classées ou s'ils sont en deçà des seuils de nuisance fixés (Doussan, 2009a).

Les installations soumises à autorisation³⁴ touchent les installations causant le plus de nuisances et qui sont considérées comme étant les plus dangereuses. En effet, « sont soumises à autorisation préfectorale les installations qui présentent de graves dangers ou inconvénients pour les intérêts visés à l'article L.511-1 » (art. L.511-1 du code de l'environnement³⁵). Des exigences particulières plus strictes sont associées à l'ouverture de toute installation classée soumise à autorisation. L'une des pièces maîtresses est de fournir une étude d'impact prévue à l'article L.122-1 du code de l'environnement lors de la demande d'autorisation de l'installation classée (art. R.512-6 C. env.). A côté, figure le régime de la déclaration : « les installations qui, ne présentant pas de graves dangers ou inconvénients pour les intérêts visés à l'article L.511-1, doivent néanmoins respecter les prescriptions générales édictées par le préfet en vue d'assurer dans le département la protection des intérêts visés à l'article L.511-1 » (Article L.512-8 du code de l'Environnement).

Toutefois, le régime qui suscite le plus de littératures aujourd'hui est celui intermédiaire de l'enregistrement, parce qu'il est le plus récent (1) mais également parce qu'il s'inscrit dans un cadre plus large de simplification des règles en matière d'élevages classés (2).

1°) La création d'un régime intermédiaire controversé

La création du régime de l'enregistrement date de 2009 (Billet, 2009 ; Hermon, 2009; Pissaloux, 2009) (ordonnance du 11 juin 2009³⁶, adoptée dans le cadre de l'habilitation donnée au gouvernement par l'article 27 de la loi du 17 février 2009 pour l'accélération de des programmes de construction et d'investissements publics et privés³⁷) (Gillig, 2009). La motivation de ce nouveau régime était de simplifier les procédures, diminuer les délais d'instruction des dossiers d'implantation des entreprises ou encore de se concentrer sur les installations les plus dangereuses. Cependant, le risque est précisément de rester dans cet entre-deux, entre le régime de l'autorisation et celui de la déclaration. Jean-Pierre Boivin, spécialiste du droit des installations classées indiquait précisément au sujet de ce nouveau régime : « Parce que le régime de l'enregistrement n'a pas voulu ou pas su s'émanciper des ancrages du binôme autorisation/déclaration, l'analyse le révèle, in fine, comme un système hybride navigant entre les caractéristiques de l'une et de l'autre, à la recherche d'une improbable troisième voie qui cumulerait les vertus de la simplicité dans sa mise en œuvre et de l'exigence dans ses résultats. Dans ce contexte, aussi lourd d'attentes que d'interrogations, il reste à souhaiter que les destinataires de ce nouveau régime n'hériteront pas du mauvais rôle et qu'en vitesse de croisière le mécanisme ne fournira pas à ses détracteurs de nouveaux arguments pour le vouer davantage aux gémonies » (Boivin, 2009). Certains auteurs proposaient de clarifier les choses en allant plus avant dans ce régime en envisageant une décision implicite d'autorisation à l'expiration d'un délai d'instruction (Huglo and Maître, 2009).

Cette procédure fomentée dès 2006 dans le rapport Barthélémy (Barthélémy and Grimot, 2006), sous la terminologie de procédure d'« autorisation simplifiée » réapparaît dans sa dénomination dans l'article L.512-7 du code de l'environnement : « Sont soumises à autorisation simplifiée, sous la dénomination d'enregistrement, les installations qui présentent des dangers ou inconvénients graves pour les intérêts mentionnés à l'article L.511-1, lorsque ces dangers et inconvénients peuvent, en principe, eu égard aux caractéristiques des installations et de leur impact potentiel, être prévenus par le respect de prescriptions générales édictées par le ministre chargé des installations classées » (Art. L.512-7 du code de l'environnement).

³⁴ Une procédure spécifique est prévue pour les installations d'élevage soumises à autorisation (article L.512-2-1 C. env.) : « 'autorisation prévue à l'article L.512-1 est accordée ou non par le représentant de l'Etat dans le département après une procédure encadrée par les délais fixés au présent article ». En particulier, à compter de la réception du dossier de demande d'autorisation par le représentant de l'Etat, un délai maximal de 3 mois est accordé pour rendre une décision sur le caractère complet et régulier du dossier. L'ajout de cette procédure spécifique résulte de la loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche (1), JORF n°0172 du 28 juillet 2010 page 13925

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022521587&categorieLien=id>

³⁵ Code de l'environnement : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220>

³⁶ République Française, 2009. Ordonnance n°2009-663 du 11 juin 2009 relative à l'enregistrement de certaines installations classées pour la protection de l'environnement JORF n°0134 du 12 juin 2009 page 9563

<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/ordonnance/2009/6/11/2009-663/jo/texte>

³⁷ Loi n°2009-179 du 17 février 2009 pour l'accélération des programmes de construction et d'investissement publics et privés, JO du 18 février 2009. <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2009/2/17/2009-179/jo/texte>

Ce régime a fait couler beaucoup d'encre dans la mesure où il offre la possibilité d'ouvrir une installation classée sans étude d'impact, sans enquête publique et sans étude de danger. En particulier, il a été souligné que l'absence d'étude d'impact et d'enquête publique allait priver les tiers de leurs principaux motifs d'action contentieuse (l'insuffisance de l'étude d'impact et l'irrégularité de l'enquête) et rendra ainsi plus complexe la mise en évidence d'éventuelles atteintes à l'environnement (Schlegel, 2008). Comme le rappelle Carole Hermon et Isabelle Doussan, ce régime avait initialement vocation à un développement marginal (Hermon and Doussan, 2012). Néanmoins, elles soulignent qu'en 2010, un rapport sur la simplification de la réglementation et amélioration de la compétitivité intellectuelle commandé par les ministres de l'Ecologie, de l'Economie et de l'Industrie faisait état d'un programme prévisionnel du ministère de l'Ecologie couvrant « 30% de flux des nouvelles autorisations ». De plus, est également précisé dans ce rapport l'examen d'une autre étape à ce programme qui envisagerait « la possibilité de transférer vers le régime d'enregistrement le maximum d'activité soumise à autorisation ». Dans cette hypothèse, les activités tombant sous le coup de la directive Seveso liées aux accidents majeurs et la directive consacrée aux émissions industrielles (anciennement directive IPPC) ne peuvent être concernées par ce basculement vers le régime d'enregistrement (De La Raudière and Palat, 2010). Le champ d'application initialement restreint du régime d'enregistrement s'est donc beaucoup plus étendu.

S'il s'agit bien d'un régime visant une autorisation simplifiée, le sens de la soumission des installations classées à l'enregistrement peut s'avérer plus contraignant que prévu pour les exploitants. Ce fut le cas pour une partie de l'élevage de bovins. En effet, le décret n°2011-842 du 15 juillet 2011³⁸ modifiant la rubrique 2101 de la nomenclature intègre une partie de l'élevage de bovins dans le régime de l'enregistrement. Il s'agit des vaches laitières de 151 à 200 vaches. Or, comme le souligne Carole Hermon et Isabelle Doussan (Hermon and Doussan, 2012), ce basculement est contraire à ce qui avait été préconisé dans le rapport Warsmann au Président de la République en juillet 2011 sur la simplification du droit au service de la croissance et de l'emploi. En effet, une invitation y était faite de soumettre les élevages en deçà de 200 vaches à un régime de déclaration uniquement (Warsmann, 2011). De même, il n'est pas exclu qu'une demande d'enregistrement d'une installation classée puisse relever en définitive de l'autorisation. Ceci est de nature à créer une source d'incertitude juridique pour les exploitants concernés. Cette situation est prévue à l'article L.512-7-2 du code de l'environnement. Les hypothèses dans lesquelles cette situation est envisageable sont au nombre de trois :

« 1° Si, au regard de la localisation du projet, en prenant en compte les critères mentionnés au point 2 de l'annexe III de la directive 85/37/ CEE du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, la sensibilité environnementale du milieu le justifie ;

2° Ou si le cumul des incidences du projet avec celles d'autres projets d'installations, ouvrages ou travaux situés dans cette zone le justifie ;

3° Ou si l'aménagement des prescriptions générales applicables à l'installation, sollicité par l'exploitant, le justifie ».

En outre, cette autorisation simplifiée n'a pas été exempte d'inquiétudes. Si clairement, elle s'avère simplifiée et donc allégée du côté de l'administration en se passant d'étude d'impact, d'enquête publique ou encore d'étude de danger, elle repose sur une nouvelle justification de conformité « qui pourrait s'avérer délicate pour les professionnels » puisque ce ne sont « plus (...) les services instructeurs qui, dans leur contrôle préalable, vont s'assurer de la légalité au fond du projet, mais l'exploitant » (Hermon and Doussan, 2012). Cet élément clé de justification de conformité conduit précisément certains auteurs à relativiser les critiques formulées à l'encontre du régime d'enregistrement et de l'allègement critiquable de sa procédure, notamment une réduction de l'évaluation environnementale selon l'association France Nature environnement. Jean-Pierre Boivin écrivait à ce sujet que « la procédure d'enregistrement elle-même générera directement ou indirectement un certain nombre d'études ou d'éléments de réflexion. C'est à l'évidence le cas pour les études d'incidences pour les projets situés dans les zones Natura 2000 ou à proximité. Mais, ce sera aussi – au moins partiellement – le cas pour les éléments pour lesquels le pétitionnaire devra montrer la compatibilité de son projet avec les plans,

³⁸ République Française, 2011. Décret n° 2011-842 du 15 juillet 2011 modifiant la nomenclature des installations classées JORF n°0164 du 17 juillet 2011 page 12327. <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2011/7/15/2011-842/jo/texte>

schémas et programmes visés par la procédure. En effet, la démonstration dans le dossier de la compatibilité du projet avec les documents de référence ne pourra pas se réduire à un exercice purement formel » (Boivin, 2009).

Dans le cadre des installations classées d'élevage, l'application progressive de ce régime s'inscrit plus largement dans un cadre de simplification des règles en matière d'élevages classés.

2°) Les élevages classés dans un cadre de simplification des règles à leur rencontre

Le régime de l'enregistrement s'est appliqué de façon progressive aux élevages par plusieurs décrets successifs modifiant la nomenclature des installations classées. Il s'agit du décret n°2011-842 du 15 juillet 2011³⁹ pour les élevages bovins, du décret n°2013-1301 du 27 décembre 2013 pour les élevages de porcs et enfin du décret n°2015-1200 du 29 septembre 2015⁴⁰ pour les élevages de volailles et gibier à plumes. Ces décrets ont été complétés par l'arrêté du 27 décembre 2013 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations relevant du régime de l'enregistrement au titre des rubriques n°s 2101-2 et 2102 et 2111 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement⁴¹, c'est-à-dire aux élevages de volaille, de vaches laitières et de porcs. Il s'ensuit que les élevages détenant un nombre d'emplacements de volailles supérieurs à 30 000 mais inférieur à 40 000 sont soumis au régime de l'enregistrement. Pour les élevages bovins, ce sont les vaches laitières comprises entre 151 et 200 vaches qui sont soumises à ce régime. Quant aux élevages de porcs, ce sont les installations qui ont plus de 450 animaux-équivalents qui sont concernés et qui ont moins de 2 000 emplacements pour la production de porcs de plus de 30 kg et moins de 750 emplacements pour les truites.

Le décret du 27 décembre 2013 modifiant la nomenclature sur les installations classées et conduisant à l'application du régime de l'enregistrement aux élevages porcins a fait l'objet de recours contentieux formés notamment par des associations de protection de l'environnement. Ce décret avait d'ailleurs conduit France nature environnement à quitter les Etats généraux de modernisation du droit de l'environnement, lesquels constituaient un engagement issu de la feuille de route de la première conférence environnementale. En effet, les associations Eau & Rivières de Bretagne, France Nature Environnement (FNE) et France Nature Environnement Pays-de-la-Loire ont déposé en mars 2014 un recours en annulation contre ce décret. Les requérants dénoncent le fait que cette modification réglementaire conduit à dispenser la création, l'extension ou le regroupement des élevages comptant entre 450 et 2 000 places de porcs de la réalisation d'une étude d'impact et d'enquête publique. Plus encore, ils soulignent qu'« aujourd'hui plus de 90% des élevages porcins sont dispensés de ces procédures de base du code de l'environnement ». Ce recours a par ailleurs été déposé dans un climat de tension forte avec l'Europe au sujet de la mauvaise application de la directive « nitrates » (cf. encart contentieux nitrates). Le Conseil d'Etat a rejeté le 17 avril 2015 la requête.

Cette vague de simplification des règles applicables à l'encontre des élevages n'est pas récente.

Elle a en effet été amorcée plus tôt lorsqu'il s'agissait de relever les seuils des élevages soumis à autorisation et qui avait l'objet d'un amendement du député finistérien Marc Le Fur (amendement CE 337 déposé en Commission des affaires économiques de l'Assemblée nationale) en ce sens lors de la discussion au Parlement de la loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche. Vivement critiqué cet amendement avait suscité plusieurs réactions et notamment celle du ministre de l'agriculture, Bruno Le Maire qui s'était prononcé quant à lui, en faveur d'une simplification pour les élevages lors d'un regroupement de ces derniers.

³⁹ République Française, 2011. Décret n°2011-842 du 15 juillet 2011 modifiant la nomenclature des installations classées JORF n°0164 du 17 juillet 2011 page 12327. <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2011/7/15/2011-842/jo/texte>

⁴⁰ République Française, 2015. Décret n°2015-1200 du 29 septembre 2015 modifiant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. JORF n°0227 du 1 octobre 2015 page 17571 <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000031251352&categorieLien=id>

⁴¹ République Française, 2013. Décret n°2013-1301 du 27 décembre 2013 modifiant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. JORF n°0304 du 31 décembre 2013 page 22343 <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2013/12/27/DEVP1328917D/jo>

Depuis, le décret du 17 janvier 2011 relatif au regroupement et à la modernisation de certaines installations classées d'élevage⁴², il existe désormais une procédure spécifique pour les opérations de regroupement ou de modernisation des élevages. L'idée est de simplifier les procédures afin « d'encourager les restructurations liées à l'entrée en vigueur d'une nouvelle directive sur le bien-être animal » mais également « d'encourager la concentration des élevages dans de grosses structures, jugées techniquement et économiquement plus performantes, tout en les dispensant d'étude d'impact et d'enquête publique toujours délicate tant ce type de projet suscite des réactions hostiles » (Hermon and Doussan, 2012 ; Peyraud *et al.*, 2012).

Selon l'article R. 515-52 du code de l'environnement, sont précisés les termes de modernisation et de regroupement : « 1° "Modernisation", toute opération effectuée sur une installation d'élevage existante et régulièrement autorisée en application de l'article L.512-2 soit visant à la mettre en conformité avec les dispositions réglementaires s'appliquant aux installations classées d'élevage nouvelles, avec celles relatives au bien-être animal ou avec tout autre nouvelle réglementation environnementale, soit permettant d'améliorer les conditions de travail des salariés de l'installation et des exploitants, soit conduisant à une diminution significative des émissions polluantes ou, plus généralement, des impacts de l'installation sur l'environnement, notamment par une amélioration de l'efficacité énergétique ou de la préservation de la ressource en eau ». Selon ce même article par regroupement, on entend « le fait de réunir sur une seule installation d'élevage soumise à autorisation en application de l'article L.512-2 et dont l'exploitation a fait l'objet d'un arrêté préfectoral d'autorisation, l'effectif d'une ou de plusieurs autres installations classées d'élevage en situation régulière en application du titre Ier du livre V, ce regroupement pouvant soit comprendre l'arrêt définitif d'une ou de plusieurs de ces installations d'origine dans les conditions prévues aux articles R.512-39-1 à R.512-39-6 ou aux articles R.512-66-1 à R.512-66-2, soit consister en une redistribution des effectifs animaux entre les installations participant au processus de regroupement sans aucune mise à l'arrêt définitif ».

Dans le cadre de la modernisation de l'élevage comme dans celui du regroupement, le dépôt d'une nouvelle demande d'autorisation dépend de la nature du projet de modernisation ou de regroupement et de sa capacité ou non à entraîner « une modification substantielle de l'installation ». S'agissant d'un regroupement, n'est pas considérée comme une modification substantielle, le projet qui satisfait à l'ensemble des conditions suivantes :

« 1° Le regroupement ne concerne que des animaux relevant d'une même rubrique de la nomenclature des installations classées ;

2° Le regroupement n'entraîne pas de modification sensible du plan d'épandage de l'installation de regroupement à la suite de l'insertion de nouvelles parcelles ne faisant pas partie de l'un des plans d'épandage initiaux ;

3 Les mesures prévues par l'exploitant pour maîtriser les impacts, tels que les nuisances pour le voisinage et les pollutions de l'environnement et des milieux aquatiques, sont estimées suffisantes par le préfet au regard de la protection des intérêts mentionnés aux articles L. 211-1 et L. 511-1 ;

4° L'évolution des effectifs des animaux répond aux conditions suivantes :

a) La somme des effectifs des différentes installations après le regroupement est inférieure ou égale à l'effectif de référence augmenté de 5% ;

b) L'augmentation de l'effectif présent sur l'installation du regroupement est inférieure à deux fois l'effectif qui détermine le seuil de l'autorisation de la rubrique dont relève l'installation, sans toutefois dépasser le seuil fixé par l'arrêté pris en application du II de l'article R.512-33 ;

c) Du fait du regroupement, aucun des seuils figurant au point 6.6 de l'annexe I de la directive 2010/75/ UE du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles n'est franchi sur l'installation de regroupement ;

⁴² Décret n°2011-63 du 17 janvier 2011 relatif au regroupement et à la modernisation de certaines installations classées d'élevage, JO du 18 janvier 2011. Ce décret a été adopté en application de l'article 28 de la loi précitée n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche.

d) L'effectif de l'installation de regroupement est, après regroupement, inférieur à deux fois l'effectif initial de cette installation.

Pour l'application des b, c et d du 4°, l'augmentation de l'effectif présent sur l'installation de regroupement est calculée en prenant en compte les augmentations opérées postérieurement à la dernière autorisation accordée à cette installation conformément à l'article L.512-2 » (art. R. 515-53 du code de l'Environnement).

S'agissant d'une modernisation, n'est pas considérée comme une modification substantielle, le projet de modernisation qui satisfait à l'ensemble des conditions suivantes : 1° Le projet répond aux objectifs énumérés au 1° de l'article R.515-52 ; 2° Il ne s'accompagne pas d'une augmentation sensible de l'effectif animal de l'installation modernisée ; 3° Les mesures prévues par l'exploitant pour maîtriser les impacts, tels que les nuisances pour le voisinage et les pollutions de l'environnement et des milieux aquatiques, sont suffisantes au regard de la protection des intérêts mentionnés aux articles L.211-1 et L.511-1 ». (art. R.515-55 du code de l'Environnement).

L'enjeu se situe donc autour de la notion de modification substantielle. Le texte définit les hypothèses de projet ou de regroupement qui ne sont pas considérées comme une modification substantielle. Cependant, cette réflexion dépasse la stricte approche réglementaire pour concerner également l'interprétation que les préfets en feront ainsi que celles des juges aux détours des contentieux probables (V. encart sur la ferme des mille vaches).

Cette dynamique de simplification des règles applicables à l'égard de l'élevage se poursuit. Le projet de décret modifiant le code de l'environnement et la nomenclature des installations classées (rubriques 2101-2111 élevage bovin, volaille) en consultation jusqu'au 8 juillet 2016 porte sur l'introduction plus large du régime de l'enregistrement pour les élevages de bovins et sur la suppression des contrôles périodiques prévues pour les élevages de bovins et de volailles déclarés. Dans ce cadre, « le Gouvernement a décidé de procéder à une nouvelle simplification de procédure, sans régression des mesures de protection de l'environnement, par le rehaussement des seuils d'autorisation pour les élevages bovins (de la filière laitière ou de la filière de veaux de boucherie et/ou bovins à l'engraissement) et par la création d'un régime d'enregistrement pour les élevages précédemment soumis au régime de l'autorisation ». En outre, « afin de réduire le coût des contrôles extérieurs à la charge des éleveurs, le gouvernement a décidé de mettre fin à l'obligation de contrôles périodiques par des organismes extérieurs pour les élevages soumis à déclaration. Les contrôles seront exclusivement réalisés par l'administration »⁴³.

Cette simplification des règles environnementales touche plus généralement l'évaluation environnementale récemment réformée par une ordonnance⁴⁴ et un décret⁴⁵ parus en août 2016. En préambule, ces textes précisent qu'ils ont « pour objet de simplifier et de clarifier le droit de l'évaluation environnementale, notamment en améliorant l'articulation entre les différentes évaluations environnementales, et d'assurer la conformité de celui-ci au droit de l'Union européenne, notamment en transposant la directive 2011/92/UE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, telle que modifiée par la directive 2014/52/UE ». En se conformant au droit de l'Union européenne et en opérant une distinction entre les projets soumis à une évaluation environnementale systématique et les projets soumis à évaluation environnementale à l'issue d'un examen au cas par cas, les nouvelles dispositions juridiques applicables restreignent les projets soumis à une évaluation environnementale systématique et augmentent ceux soumis à une évaluation environnementale à la suite d'un examen au cas par cas (*cf.* la modification de l'article R. 122-2 du code de l'Environnement). Concernant les installations classées pour la protection de l'environnement, la logique retenue s'accorde avec celle en cours pour les installations classées d'élevage. En effet, parmi les installations classées dont les projets sont soumis à une évaluation environnementale systématique, nous retrouvons les installations mentionnées à l'article L.515-28 du code de l'environnement. Il s'agit des installations

⁴³ <http://www.consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/csprt-du-05-juillet-2016-projet-de-decret-a1398.html>

⁴⁴ Ordonnance n°2016-1058 du 3 août 2016 relative à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, JO du 5 août 2016.

⁴⁵ Décret n°2016-1110 du 11 août 2016 relatif à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, JO du 14 août 2016.

identifiées au titre de la directive relative aux émissions industrielles. En l'espèce, il s'agit des élevages considérés comme intensifs par cette directive⁴⁶. Sont également explicitement identifiés dans cette catégorie de projets, « les élevages bovins soumis à autorisation mentionnés par la rubrique 2101 (élevages de veaux de boucherie ou bovins à l'engraissement, vaches laitières) de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement » (Annexe de l'article R.122-2 du code de l'Environnement modifiée par le décret n°2016-1110). Par définition, les autres projets d'installations d'élevage sont soumis à une évaluation environnementale après un examen au cas par cas.

Alors que la réforme de l'évaluation environnementale laisse à penser que les normes environnementales applicables à l'élevage ne sont que le reflet d'un mouvement plus général de modernisation du droit de l'environnement, le récent rapport d'information du Sénateur Daniel Dubois fait au nom de la Commission des affaires économiques par le groupe de travail « Normes agricoles » sur les normes en matière agricole (Dubois, 2016), souligne au contraire une spécificité agricole et tout particulièrement celle de l'élevage. En effet, il est clairement mentionné que « de nombreuses normes spécifiques ont un impact lourd sur l'agriculture, en particulier l'élevage »⁴⁷, que les agriculteurs croulent sous les exigences réglementaires (« overdose normative »)⁴⁸ et qu'une simplification par un allègement des normes s'impose⁴⁹. Cet allègement vise tout particulièrement celui en cours et relatif aux procédures relatives aux installations classées dans le domaine de l'élevage⁵⁰.

Du point de vue juridique, l'activité d'élevage et son intensification sont principalement perçues par le prisme du nombre d'animaux. Dans la mesure où la charge polluante des activités est axée sur le nombre d'animaux, toutes les nuances d'intensification des élevages vues par la littérature n'apparaissent donc pas nécessairement juridiquement visibles. La législation sur les installations classées ne reflète en effet que l'un des critères de l'intensification, celle de la concentration animale et non celle de la nature de l'alimentation. Toutefois, le caractère polluant d'une activité d'élevage n'est pas strictement lié à la densité animale mais peut être plus généralement lié à la vulnérabilité des écosystèmes en tant que tels que le droit prend également en compte.

SECTION 2 : Les impacts négatifs de l'élevage concentré face à la vulnérabilité des écosystèmes

La prise en compte juridique des impacts négatifs de l'élevage sur l'environnement s'opère indépendamment de la captation juridique de l'intensification de cette activité. Les impacts environnementaux de l'élevage peuvent donc être juridiquement considérés de façon complémentaire sous l'angle de la « réceptivité » de l'écosystème et non plus seulement à partir des émissions polluantes de cette activité. Cette « réceptivité » de l'écosystème peut toutefois être liée à des phénomènes de concentration de l'élevage dans certaines zones. L'eau, l'air, le sol et la biodiversité peuvent être ainsi concernés. Toutefois, bien que ces impacts soient clairement réglementés par éléments environnementaux, une distinction entre les impacts environnementaux localisés (paragraphe 1) et ceux globaux (paragraphe 2) semble mieux refléter la réalité juridique de l'atteinte environnementale.

Paragraphe 1- Les impacts localisés

Parmi les impacts localisés, la pollution de l'eau liée aux activités d'élevage occupe une place importante (Peyraud *et al.*, 2012) (A). D'autres impacts sont également concernés mais ils n'ont pas le même écho juridique (B).

A) L'élevage et la pollution de l'eau

⁴⁶ Cf. ci-avant, Paragraphe 1- L'élevage intensif et la procédure d'autorisation intégrée : la directive 2010/ 75 relative aux émissions industrielles.

⁴⁷ Dubois, D., 2016. *Normes agricoles : retrouver le chemin du bon sens : Rapport d'information fait au nom de la commission des affaires économiques par le groupe de travail « normes agricoles » sur les normes en matière agricole*. Paris: Sénat, 92 p. <https://www.senat.fr/rap/r15-733/r15-7331.pdf>, p.14 et s.

⁴⁸ Ibid., p.11 et s.

⁴⁹ Ibid., p.42 et s.

⁵⁰ Ibid., p.45.

Les élevages et l'application de la directive « nitrates » concernant la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole occupent une place importante révélée notamment par un contentieux récurrent (1°). Plus largement, la directive cadre sur l'eau est également concernée (2°).

1°) L'élevage et la directive Nitrates

Pour prévenir la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, le droit de la pollution azotée, largement adossée à la directive dite « Nitrates » du 12 décembre 1991, s'est ainsi fondé sur un zonage écologique spécifique associé à des mesures de gestion particulières. Exigeant un ratio constant entre les quantités d'effluents disponibles et les terres à épandre comme l'une des garanties de la qualité de l'eau, la directive « Nitrates » s'est orientée vers l'identification de zones protégées : des zones vulnérables. Ainsi, elle exige de la part des États Membres qu'« ils désignent comme zones vulnérables toutes les zones connues sur leur territoire qui alimentent les eaux définies conformément au paragraphe 1 et qui contribuent à la pollution », c'est-à-dire les eaux atteintes par la pollution et celles qui sont susceptibles de l'être en fonction des critères de définition fixés à l'annexe I A de la Directive (art. 2 k de la directive)⁵¹.

Si les zones vulnérables visent à identifier des zones où l'épandage de composés azotés représente une menace pour la qualité de l'eau, elles ne concernent pas exclusivement les épandages d'effluents d'élevage. En effet, la directive « Nitrates » est explicite à ce sujet. Elle concerne l'ensemble des composés azotés qu'elle définit comme « toute substance contenant de l'azote, à l'exception de l'azote moléculaire gazeux » (art. 2 c). Il en résulte, d'une part, que les engrais chimiques comme les effluents d'élevage sont concernés. D'autre part, le champ d'application de la directive « Nitrates » ne s'étend pas aux émissions d'azote dans l'air et se limite ainsi clairement à un épandage direct sur les sols. Toutefois, l'ensemble des composés azotés n'est pas traité dans les mêmes termes. Si la délimitation des zones vulnérables s'appuie bien sur l'ensemble des composés azotés, les effluents d'élevage font l'objet de mesures spécifiques en fixant des normes de rejets azotés de 170 kg d'azote/ha/an pour les seuls d'effluents d'élevage. Cette divergence de traitement doit pouvoir s'expliquer par le fait que « si la nature des pollutions peut être identique, qu'il s'agisse de fertilisants organiques ou chimiques, le risque est singulièrement plus difficile à appréhender lors des opérations d'épandage des effluents provenant des élevages » (Doussan, 2009a). En revanche, les différentes formes d'effluents d'élevage sont abordées de façon uniforme dès lors qu'une seule et même définition juridique les qualifie comme étant « les déjections d'animaux ou un mélange de litière et de déjections d'animaux, même s'ils sont subis une transformation » (art 2 g de la directive « Nitrates »).

Cette délimitation géographique de la vulnérabilité des zones au regard d'un objectif de qualité s'est avérée insuffisante dans les zones fortement concentrées. A l'instar de la France, des mesures de protection renforcée (Langlais, 2010) ont pu être prises pour juguler les excédents d'effluents d'élevage. La France a complété le zonage écologique communautaire par des zones d'excédent structurel (ZES) touchant explicitement des zones de concentration d'élevage. En effet, selon l'article R.211-82 du Code de l'environnement (dans sa rédaction résultant du [décret n°2011-1257 du 10 octobre 2011](#) relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole), « un canton est considéré en excédent structurel d'azote lié aux élevages lorsque la quantité totale d'effluents d'élevage produite annuellement conduirait, si elle était épandue en totalité sur les surfaces épandables du canton, à un apport annuel d'azote supérieur à 170 kg par hectare de cette surface épandable ». Au sein de ces cantons, des actions renforcées au sein du programme d'action arrêté par le préfet concernent ainsi spécifiquement les effluents d'élevage. Plus précisément, elles visent à encadrer plus strictement les conditions d'épandage de ces

⁵¹ Selon l'article R. 211-76 du code de l'environnement, « I.-Sont considérées comme atteintes par la pollution par les nitrates : 1° Les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant ou destinées aux captages d'eau pour la consommation humaine, dont la teneur en nitrate est supérieure à 50 milligrammes par litre ; 2° Les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles qui subissent une eutrophisation à laquelle l'enrichissement de l'eau en composés azotés provenant de sources agricoles contribue. II.-Sont considérées comme susceptibles d'être polluées par les nitrates : 1° Les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant ou destinées aux captages d'eau pour la consommation humaine, dont la teneur en nitrate est comprise entre 40 et 50 milligrammes par litre et ne montre pas de tendance à la baisse ; 2° Les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles susceptibles de subir, si les mesures prévues aux articles R. 211-80 à R. 211-84 ne sont pas prises, une eutrophisation à laquelle l'enrichissement de l'eau en composés azotés provenant de sources agricoles contribue ».

effluents pour répondre aux exigences de la directive « Nitrates ». Une nouvelle rédaction de l'article R.211-82 du code de l'environnement issue du décret n°2012-676 du 7 mai 2012 relatif aux programmes d'actions régionaux en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole et visant à répondre aux contentieux nitrates s'applique aujourd'hui.

L'article R.211-82 du code de l'environnement vise à préciser les règles s'appliquant au sein des cantons en excédent structurel de la manière suivante :

« I. — Dans les cantons en excédent structurel d'azote lié aux élevages qui ont été définis par le préfet de département à la date du 21 décembre 2011 en application du présent article dans sa rédaction résultant du [décret n°2011-1257 du 10 octobre 2011](#), le préfet de région rend obligatoires les mesures définies au 3°, 4° et 5° du II de [l'article R.211-81-1](#) (à savoir La déclaration annuelle des quantités d'azote de toutes origines épandues ou cédées ainsi que celle de leurs lieux d'épandage ; La limitation du solde du bilan azoté calculé à l'échelle de l'exploitation agricole ; L'obligation de traiter ou d'exporter l'azote issu des animaux d'élevage au-delà d'un seuil d'azote produit par les animaux d'élevage à l'échelle de l'exploitation agricole).

II. — Dans les départements comportant au moins un canton en excédent structurel tel que défini au I, le préfet de région met en place le dispositif de surveillance de l'azote prévu au dernier alinéa du II de l'article R.211-81-1 et délimite la ou les zones dans lesquelles il s'applique.

Ces zones incluent au minimum tous les cantons en excédent structurel. Afin d'assurer la cohérence territoriale de ce dispositif, le préfet de région peut élargir ces zones, dans la limite du département. Des dispositifs de surveillance définis sur des zones plus restreintes peuvent toutefois être maintenus à l'intérieur d'une zone de surveillance élargie.

III. — Dans chaque zone de surveillance délimitée en application du II, est définie la quantité d'azote issu des effluents d'élevage épandue qui constitue la quantité d'azote épandu de référence de ladite zone. La méthodologie de définition de cette dernière est fixée par l'arrêté mentionné au IV de l'article R.211-81-1.

IV. — Si, dans une des zones de surveillance délimitées en application du II, la quantité d'azote issu des effluents d'élevage épandue annuellement vient à dépasser la quantité d'azote épandue de référence définie au III, le préfet de région met en place, dans les six mois suivants le constat de dépassement, un dispositif limitant, sur ladite zone et pour chaque exploitation, la production d'azote issu des animaux d'élevage. La somme des quantités d'azote attribuées à chaque exploitation est alors au plus égale à la quantité d'azote issu des animaux d'élevage produit dans la zone de surveillance l'année précédant le constat de dépassement. Un arrêté conjoint, des ministres chargés de l'Agriculture et de l'Environnement, précise les conditions de mise en œuvre du présent paragraphe ».

Au sein de chaque zone vulnérable, les États membres sont tenus d'élaborer et appliquer un ou des programmes d'action quadriennaux dont la finalité est d'assurer une bonne maîtrise de la fertilisation azotée ainsi qu'une gestion adaptée des terres agricoles (articles R.211-80 et s du code de l'environnement, articles modifiés par le décret n°2015-126 du 5 février 2015 relatif à la désignation et à la délimitation des zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole, JO du 7 février 2015 pour répondre au contentieux européen⁵²). En particulier, ce sont ces derniers qui fixent la quantité d'azote organique épandable par hectare et par an à ne pas dépasser (y compris par les animaux eux-mêmes). Ce taux d'azote est désormais fixé à 170 kg d'azote par hectare. En outre, au sein de ces programmes d'action sont également mentionnées différentes mesures relatives aux conditions d'épandage de fertilisants azotés toutes origines confondues afin de tenir compte d'un équilibre azoté entre les besoins des plantes et la capacité des

⁵² Plusieurs dispositions ont été prises pour améliorer la qualité de ces programmes et notamment, « Ces programmes d'actions prennent en compte : 1° Les situations locales et leur évolution, notamment la teneur en nitrates des eaux superficielles et souterraines, les systèmes de production et les pratiques agricoles, le degré de vulnérabilité du ou des aquifères concernés et la présence de nitrates de provenances autres qu'agricoles 2° Les données scientifiques et techniques disponibles et les résultats connus des programmes d'actions précédents ».

sols. Outre le taux d'azote maximal à épandre, des règles relatives à la capacité de stockage concernent également spécifiquement les effluents d'élevage. Ces programmes d'action doivent également contenir les mesures arrêtées par les États membres dans les codes de bonnes pratiques agricoles⁵³. Ces derniers comprennent de nombreuses pratiques agricoles en lien avec les conditions d'épandage telles que la gestion des terres, les conditions d'épandage liées à des conditions climatiques ou géographiques (art. 4 et 5 de la directive « Nitrates ») (Peyraud *et al.*, 2012).

Plusieurs Etats européens et en particulier la France ont été au cœur d'un contentieux relatif à la mauvaise application de la directive « nitrates » (encart contentieux, V. aussi (Peyraud *et al.*, 2012).

Les efforts de la profession agricole apparaissent salués aujourd'hui après le constat par le comité régional nitrates d'une inversion de la courbe des nitrates depuis trois ans. Comme le relate la presse locale « le taux de nitrates dans les rivières bretonnes atteint aujourd'hui un peu plus de 30 ml/litre. C'est ce que l'on observait dans les années 1980. Preuve que les efforts du monde agricole ont payé » (Gourin, 2016).

Contentieux « Nitrates » : le feuilleton se poursuit.

Depuis quelques années, la France n'a cessé d'adapter sa législation relative à la lutte contre la pollution contre les nitrates pour répondre aux contentieux récurrents que ce soit au niveau de la désignation des zones vulnérables (CJUE, 13 juin 2013, Aff. C-193/12, Commission européenne contre République Française) ou bien au niveau des programmes d'action portant sur les zones vulnérables. Le dernier contentieux en date est celui du 4 septembre 2014 (CJUE, 4 septembre 2014, aff C-237/12, Commission contre France ; (Langlais, 2015b) et porte une nouvelle fois sur le caractère inapproprié des programmes d'actions existants. Plus précisément, cette nouvelle condamnation porte sur les mesures que les programmes d'action doivent comporter pour « limiter l'épandage sur les sols de tout engrais contenant de l'azote dont la fixation de limites spécifiques pour l'épandage des effluents d'élevage » (art. 5 & 4, annexe II, A, pt 1 à 3 et 5, Annexe III, &1, pt 1 à 3 et 2).

La répétition des recours en manquement pour mauvaise transposition de la directive « Nitrates » à l'encontre de l'Etat français ne relève pas d'un acharnement de la Commission européenne mais traduit plutôt une progression quant aux exigences liées à cette transposition. Un premier temps était consacré à la désignation des zones vulnérables (par exemple, CJUE, 27 juin 2002, aff. C-258/00, Commission contre France), un second temps à la mise en place des programmes d'action. A ce titre, les cas de contentieux traduisent que plusieurs pays européens sont également concernés à l'instar du Luxembourg (CJUE, 29 juin 2010, aff. C-526/08, Commission contre Grand-Duché de Luxembourg) ou encore l'Allemagne (le 28 avril 2016, la Commission européenne a annoncé qu'elle saisit la Cour de justice de l'UE d'un recours contre l'Allemagne concernant la pollution de ses eaux par les nitrates. Cette saisine fait suite à un avis motivé adressé à Berlin en juillet 2014, mettant en exergue *l'aggravation des problèmes de pollution par les nitrates dans les eaux souterraines et les eaux de surface, surtout dans la mer Baltique*). Aujourd'hui, le contentieux français révèle un troisième temps quant à la transposition de la directive « nitrates » : celle de la qualité de cette transposition (Langlais, 2015b). En effet, la Cour a eu à se prononcer sur six griefs divisés chacun en plusieurs branches et portant respectivement sur les périodes minimales d'interdiction d'épandage des différents fertilisants considérées ici comme trop restreintes, les capacités de stockage des effluents pour répondre à ces interdictions jugées trop imprécises, les conditions et quantités d'épandage critiquées d'une part en raison de l'absence de mesures juridiques claires et précises permettant un calcul de la quantité d'azote à épandre et d'autre part en raison de l'existence de valeurs de rejet erronées ne permettant pas de garantir le respect des 170 kg d'azote par an et par an. Par ailleurs, dans cette affaire, la place accordée aux données scientifiques et techniques donne une tonalité particulière à la qualité des mesures de transposition de la directive.

Alors, que dans la ligne droite de ce contentieux, un nouveau programme d'actions nitrates dont l'arrêté vient de faire l'objet d'une consultation publique en avril 2016⁵⁴, il est d'ores et déjà souligné par l'autorité environnementale, le 16 mars 2016, que ce nouveau programme ne répondrait qu'à minima à la condamnation de la Cour de justice de l'Union européenne. En particulier, le nouvel arrêté ne viserait pas suffisamment la restauration des milieux perturbés.

⁵³ Hors des zones vulnérables, ils peuvent être mis en œuvre volontairement par les agriculteurs (art. 4 de la directive « Nitrates »).

⁵⁴<http://www.consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/arrete-modifiant-le-programme-d-actions-national-a1310.html>

Ces contentieux à répétition sont révélateurs d'un certain échec du droit des pollutions azotées. Ce constat peut apparaître, en outre, exacerbé si l'on s'attarde sur la multiplication des instruments économiques et/ou volontaires qui viennent au secours de ces insuffisances (Doussan, 2002a ; 2002b ; 2002c; Peyraud *et al.*, 2012), et au rang desquels figurent le programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole. Cette forme d'aide contractualisée a subi de nombreuses critiques, y compris dans sa nouvelle version et avait pu être qualifiée par certains auteurs d'« aide au respect de la réglementation environnementale » (Doussan, 2005a ; Peyraud *et al.*, 2012). De plus, « la difficulté à faire peser la responsabilité juridique des dommages générés par les pollutions agricoles sur les agriculteurs contribue sans doute à l'efficacité relative de la réglementation » (Doussan, 2009a; Peyraud *et al.*, 2012). En effet, ces dysfonctionnements dans le couple prévention-réparation de la pollution azotée sont très régulièrement soulignés par la littérature scientifique (Doussan, 2002a ; Martin, 1992). Ils sont présentés comme inhérents à la nature même de la pollution : une pollution diffuse (Peyraud *et al.*, 2012).

Outre la directive « Nitrates », la directive cadre sur l'Eau concerne également directement l'activité d'élevage.

2°) L'élevage et la directive cadre sur l'Eau

La législation « Nitrates » fait partie intégrante de la directive cadre sur l'Eau⁵⁵ en constituant l'un des instruments clés de la protection des eaux contre les pressions agricoles. En l'espèce, en qualité de zones protégées, les zones vulnérables doivent faire l'objet d'un registre dans chaque district hydrographique (art. 6 de la DCE) en sus des mesures exigées au titre de la directive « Nitrates » à inclure dans le programme de mesures (art. 11 de la DCE).

Dans chaque bassin ou groupement de bassins hydrographiques visé à l'article L.212-1, l'agence de l'eau est chargée de mettre « en œuvre les schémas visés aux articles L.212-1 et L.212-3⁵⁶, en favorisant une gestion équilibrée et économe de la ressource en eau et des milieux aquatiques, l'alimentation en eau potable, la régulation des crues et le développement durable des activités économiques » (art L.213-8-1 du code de l'environnement). L'agence de l'eau contribue financièrement aux actions ou travaux d'intérêt commun menées au bassin et contribuant à la gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques.

Les ressources financières de l'agence de l'eau relèvent notamment de redevances perçues ou encore de subventions publiques. Parmi les redevances prévues à l'article L.213-10 et s. du code de l'environnement, certaines concernent directement l'élevage⁵⁷. Il existe plusieurs formes de redevances : celle pour modernisation des réseaux de collecte, pour pollutions diffuses, pour prélèvement sur la ressource en eau, pour stockage d'eau en période d'étiage, pour obstacle sur les cours d'eau et pour protection du milieu aquatique. Enfin, la redevance pour pollution de l'eau intéresse plus particulièrement l'élevage. Les redevances pour pollution de l'eau se divisent entre celles pour pollution de l'eau d'origine domestique et celles pour pollution de l'eau d'origine non domestique (Article L.213-10-1 du code de l'environnement).

Selon l'article Article L.213-10-2-IV, « la redevance d'une personne ayant des activités d'élevage est assise sur le nombre de ses unités de gros bétail et sur un chargement supérieur à 1,4 unité de gros bétail⁵⁸ par hectare de surface agricole utilisée. Le taux de la redevance est de 3 euros par unité. Le seuil de perception de la redevance est fixé à 90 unités et à 150 unités dans les zones visées aux articles 3 et 4 de la loi n°85-30 du 9 janvier 1985 relative au développement et à la protection de la montagne et, pour les élevages de

⁵⁵ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JOUE n°L 327 du 22 décembre 2000.

⁵⁶ Schémas également prévus par la directive cadre sur l'Eau.

⁵⁷ S'agissant de la redevance pour pollution d'origine domestique assise sur le volume d'eau facturée à l'abonnée, l'article L.213-10-3 II du code de l'environnement indique que « Le volume d'eau utilisé pour l'élevage est exclu de cette assiette s'il fait l'objet d'un comptage spécifique ».

⁵⁸ Selon l'article R. 213-48-12 du code de l'environnement, « Par unités de gros bétail d'une exploitation, on entend les effectifs déclarés chaque année d'animaux d'élevage de cette exploitation répartis par catégorie en fonction de l'espèce animale, du stade physiologique et du mode d'élevage, les effectifs de chaque catégorie étant affectés d'un coefficient de conversion déterminé en tenant compte des rejets azotés des animaux de la catégorie ». En outre, il est précisé que la valeur des coefficients de conversion fixé tient compte pour les monogastriques des bonnes pratiques d'alimentation mises en œuvre pour réduire la teneur en azote des rejets.

monogastriques, la conversion des effectifs animaux en unités de gros bétail s'effectue en tenant compte des bonnes pratiques d'alimentation réduisant les rejets de composés azotés. La redevance est perçue à partir de la quarante et unième unité de gros bétail détenue. Son montant est multiplié par trois pour les élevages condamnés pénalement au titre des réglementations relatives à la protection de la qualité des eaux ».

Concernant l'application de cette redevance aux activités d'élevage, il convient de rappeler qu'initialement, les élevages en étaient exemptés. C'est depuis la loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006, qu'une redevance pollution spécialement consacrée aux élevages a été prévue (Billet, 2007 ; Langlais, 2007 ; Peyraud *et al.*, 2012).

La pollution de l'eau occupe une place prépondérante mais l'impact environnemental de l'élevage concerne d'autres impacts localisés.

B) Les autres impacts localisés considérés par le droit : les nuisances olfactives

Les autres impacts environnementaux localisés concernant l'activité d'élevage sont saisis de façon inégale par le droit. Les impacts liés au sol que ce soit le tassement des sols ou la contamination de ce dernier par des métaux lourds ou encore des éléments pathogènes associés aux effluents d'épandage ou déposés sont encore peu considérés par le droit. S'agissant des autres impacts environnementaux, ils sont en réalité plus largement considérés par le prisme de la pollution atmosphérique et ce à travers les nuisances olfactives.

Les nuisances olfactives causées par les activités d'élevage étaient et restent une source de conflit récurrente en cas de proximité avec les bâtiments d'élevage ainsi que les terres d'épandage. Ces conflits de proximité tendent aujourd'hui à s'améliorer d'un point de vue qualitatif en partie grâce aux techniques de désodorisation mais également à se dégrader du fait des pressions urbanistiques exercées à l'encontre de l'espace agricole (Peyraud *et al.*, 2012). En effet, d'une part, au moment de l'ouverture d'une installation classée d'élevage autorisée, l'étude d'impact requise peut comporter plusieurs volets intéressant directement les nuisances olfactives. En outre, des mesures de mise à distance prévue tant par le droit des installations classées que par le droit de l'urbanisme sont envisagées pour protéger le voisinage. Par ailleurs, les prescriptions de fonctionnement de toute installation classée s'appuient notamment sur l'obligation de recourir aux Meilleures technologies disponibles (MTD). Celles-ci se fondent sur l'un des principes généraux de l'environnement : « principe d'action préventive et de correction par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable » (art.L. 110-1 C. env.). Les techniques de désodorisation par exemple y sont intégrées.

Cependant, y compris dans l'hypothèse où les prescriptions de fonctionnement d'une installation classée d'élevage sont respectées (en particulier les distances), les sources de conflit peuvent demeurer et prendre dans ce cas la forme de troubles anormaux du voisinage. Or, ces conflits risquent d'augmenter en raison de la pression urbanistique sur les zones agricoles. Ceci implique une coexistence accrue et potentiellement conflictuelle entre l'activité agricole d'un côté, l'habitat et les loisirs de l'autre (Jeanneaux, 2006 ; Jeanneaux and Perrier-Cornet, 2008 ; Kirat and Melot, 2006 ; Madeline, 2006). Cependant si le juge semble généralement apprécier le caractère anormal du trouble olfactif selon l'environnement dans lequel il a lieu, aucune règle définitive ne peut toutefois être établie puisque l'épandage de lisier (CA Agen 26 février 2003) ou un élevage de canards industriels (CA Agen, 1ère ch., 15 mars 2006, n°05/00609, GAEC de Pargas et a.) pourtant en zone rurale ont pu être considérés comme étant à l'origine de troubles anormaux du voisinage (Peyraud *et al.*, 2012). D'autres critères liés à l'intensité du trouble, à sa fréquence, à sa durée, l'antériorité de l'activité n'ayant subi aucune modification⁵⁹ ou encore au respect de la législation en vigueur sont également considérés par le juge.

⁵⁹ Ceci implique que cette activité ne soit pas modifiée auquel cas la règle de l'antériorité ne s'applique plus (théorie de la pré-occupation, Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.;

L'activité d'élevage peut également être à l'origine ou du moins contribuer à des impacts environnementaux globaux que sont le changement climatique et la préservation de la biodiversité.

Paragraphe 2 - les impacts globaux : changement climatique et préservation de la biodiversité

Par l'ampleur de ses conséquences conditionnant la vie même sur terre, les préoccupations liées au changement climatique tendent à occuper le devant de la scène (A). La préservation de la biodiversité apparaît quant à elle souvent au second rang des préoccupations (B).

A- La place prédominante du changement climatique

Le changement climatique est attribué aux émissions de gaz à effet de serre parmi lesquels figurent le méthane, le dioxyde d'azote, le protoxyde d'azote ou encore l'ozone. Cet effet de serre est accentué par l'utilisation de combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz). L'élevage émet des gaz à effet de serre et par ce biais, contribue au changement climatique. En effet, les émissions de gaz à effet de serre en provenance de l'élevage ne se limitent pas au méthane entérique (fabriqués durant la digestion) mais comprennent aussi les émissions induites par la production d'aliments pour le bétail (N_2O). Les plus importantes sources d'émissions de GES proviennent des bovins, largement devant les porcins et les volailles. L'importance des émissions dépend également des conditions de production et de l'origine de l'alimentation du bétail : du soja importé et produit après déforestation aura pour effet d'augmenter le taux d'émissions, calculé en équivalent CO_2 (de Ravignan, 2011). Plusieurs rapports ont dernièrement et régulièrement souligné l'impact de l'élevage dans le changement climatique. En 2006, un rapport de la FAO, *Livestock's long shadow*, (FAO *et al.*, 2006) a révélé que l'élevage produisait une quantité importante de gaz à effet de serre (GES) soit environ 18 % des émissions d'origine humaine. Puis, en 2013, dans un second rapport intitulé *Tackling climate change through livestock, a global assessment of emissions and mitigation opportunities* (Gerber *et al.*, 2013), la FAO évalue à 14,5% la contribution de l'élevage dans les émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique, dont 9,3% pour les seuls bovins. Malgré cette part conséquente, les émissions de GES en provenance des élevages ne sont pas intégrées dans le système de quotas des émissions des GES du protocole de Kyoto (1°). Cependant, le fait que le secteur de l'élevage ne soit pas couvert n'exclut pas toute exigence de réduction au titre du paquet énergie ou au titre de la pollution atmosphérique et du protocole de Göteborg (2°).

1°) La non prise en compte des émissions de GES de l'élevage dans le système des quotas

En juin 1992 à Rio est signée la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Cette dernière a pour principal objectif de « stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique ». C'est ensuite *via* le protocole de Kyoto, entré en vigueur en 2005, que les instruments de réduction des émissions de GES ont été décidés et arrêtés sous la forme principalement d'un mécanisme de marché : le système d'échange des quotas. Un objectif chiffré de référence est fixé pour déterminer la quantité de réduction à atteindre : 5,2% par rapport à l'année 1990. Cette année correspond à celle du premier rapport du GIEC sur les conséquences du changement climatique (Houghton *et al.*, 1990). Six gaz à effet de serre responsables du réchauffement climatique sont concernés par ce dispositif de réduction : le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane, (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), l'hydrofluorocarbure (HFC), l'hydrocarbure perfluoré (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF_6).

Démarré en 2008, ce mécanisme fondé sur un permis d'émission pour une quantité d'unités de carbone, exprimée en tonne d'équivalent carbone, doit restituer cette quantité en crédit carbone à la fin de la période, soit 2012. En cas de dépassement, il sera sanctionné par une réduction à hauteur de 30% lors de la campagne d'engagement suivante. Plus concrètement, la réalisation de ses engagements internationaux tirés du protocole de Kyoto nécessite un système européen d'échanges de quotas de gaz à effet de serre (Truilhé-Marengo, 2015) qui a été établi par la directive 2003/87 du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas

d'émission de GES dans la communauté et modifiant la directive 96/61⁶⁰. A partir de 2005, ce système s'est appliqué obligatoirement à une liste d'activités identifiées à l'annexe 1 de la directive pour les six GES susmentionnés. Si par exemple, l'activité de transformation des métaux ferreux ou les activités dans le secteur de l'énergie sont identifiées, l'agriculture de manière générale et plus spécifiquement l'élevage n'en font pas partie. Cependant, le système n'est pas figé. C'est le cas par exemple des activités aériennes qui étaient initialement exclues du mécanisme et qui ont été intégrées en 2008 dans le système communautaire d'échange de quotas par la directive 2008/101 du 19 novembre 2008 modifiant la directive 2003/87/CE afin d'intégrer les activités aériennes dans le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre⁶¹.

Les autorisations d'émettre des émissions de GES s'avèrent contraignantes. A travers quelques exemples des obligations attachées à ces autorisations, il est aisé de souligner l'application complexe au secteur de l'élevage. Par exemple, selon l'article 6 de la directive aujourd'hui modifiée, les autorités compétentes n'accordent l'autorisation que si l'exploitation est en mesure de surveiller et déclarer les émissions. De même, l'autorisation contient également l'obligation de restituer, au cours des quatre premiers mois de chaque année, les quotas correspondant aux émissions totales de l'année précédente.

Bien que l'activité agricole et l'élevage en particulier ne soient pas couverts par ce mécanisme, ils ne sont pour autant pas exemptés de toute obligation de réduction des émissions de GES en provenance de l'activité agricole.

2°) Les autres obligations de réduction des émissions de GES par l'élevage : le paquet climat Energie et le protocole de Göteborg

C'est par le biais d'autres dispositifs juridiques que les émissions de GES en provenance de l'élevage peuvent être juridiquement captées. En effet, les émissions de gaz à effet de serre en provenance d'activités non couvertes par le mécanisme d'échanges de quotas ne sont pas nécessairement exclues de toute obligation à l'égard de la lutte contre le changement climatique comme l'y invite le paquet Climat énergie (a). En outre, au titre de la pollution atmosphérique et du protocole de Göteborg, plusieurs polluants atmosphériques en provenance de l'activité d'élevage et constituant également des gaz à effet de serre sont juridiquement considérés (b).

a) Le paquet Climat énergie

⁶⁰ Union Européenne, 2003. Directive 2003/87/CE du Parlement européen et du Conseil du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté et modifiant la directive 96/61/CE du Conseil (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel* n°L 275 25/10/2003 p. 0032-0046.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32003L0087>

⁶¹ Union Européenne, 2008. Directive 2008/101/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 modifiant la directive 2003/87/CE afin d'intégrer les activités aériennes dans le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel* n°L 8 du 13/01/2009 p. 0003-0021.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0101>

En premier lieu, l'union européenne n'a jamais caché son souhait de jouer le rôle de tête de file dans la lutte contre le changement climatique. En ce sens, elle s'était fixée des objectifs encore plus contraignants que ceux imposés internationalement en se fixant des objectifs à hauteur de 20% d'ici à 2020 : 20% dans la diminution des émissions de GES, 20% d'amélioration de l'efficacité énergétique, 20% de part supplémentaire d'énergie renouvelable⁶². La réalisation de ces objectifs s'appuie sur le paquet climat énergie dont la principale disposition se présente sous les traits de la directive 2009/29 du 23 avril 2009 modifiant la directive 2003/87/CE afin d'améliorer et d'étendre le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre⁶³. En outre, le paquet climat énergie prévoit d'impliquer les secteurs non couverts par le mécanisme d'échange de quotas. En effet, « ces objectifs couvrent les secteurs qui ne font pas partie du SEQUE, et qui représentent quelque 55% du total des émissions de l'UE, tels que : le logement, l'agriculture, les déchets, les transports (à l'exclusion de l'aviation). Les pays de l'UE ont adopté des objectifs annuels contraignants d'ici 2020 pour réduire les émissions dans ces secteurs (par rapport à 2005), en vertu de la « décision relative à la répartition de l'effort »⁶⁴. Les objectifs varient en fonction de la richesse nationale, allant d'une réduction de 20% pour les pays les plus riches à une augmentation de 20% maximum pour les moins favorisés (qui doivent néanmoins faire des efforts pour limiter les émissions) »⁶⁴. Pour 2030, le cadre pour le climat et l'énergie adopté en octobre 2014 et qui s'inscrit dans le prolongement du paquet sur le climat et l'énergie à l'horizon 2020 fixe des objectifs encore plus contraignants. En particulier, il est prévu une réduction des émissions de gaz à effet de serre d'au moins 40% (par rapport aux niveaux de 1990). Pour atteindre ce nouvel objectif, un effort plus conséquent est également demandé aux secteurs non couverts par le système de quotas. En effet, il est prévu qu'ils « devront réduire leurs émissions de 30% (par rapport à 2005). Cet objectif doit être converti en objectifs contraignants pour les différents États membres⁶⁵. Enfin, d'ici 2050, selon la feuille de route établie par la Commission européenne vers une économie à faible intensité de carbone, un nouvel objectif est fixé selon lequel L'Union européenne devrait réduire ses émissions de 80% d'ici à 2050 par rapport aux niveaux de 1990. Des étapes transitoires sont envisagées : 40 % de réduction d'ici à 2030 et 60% d'ici à 2040. Dans cette réduction drastique, il est prévu que « tous les secteurs doivent contribuer à atteindre ces objectifs »⁶⁶.

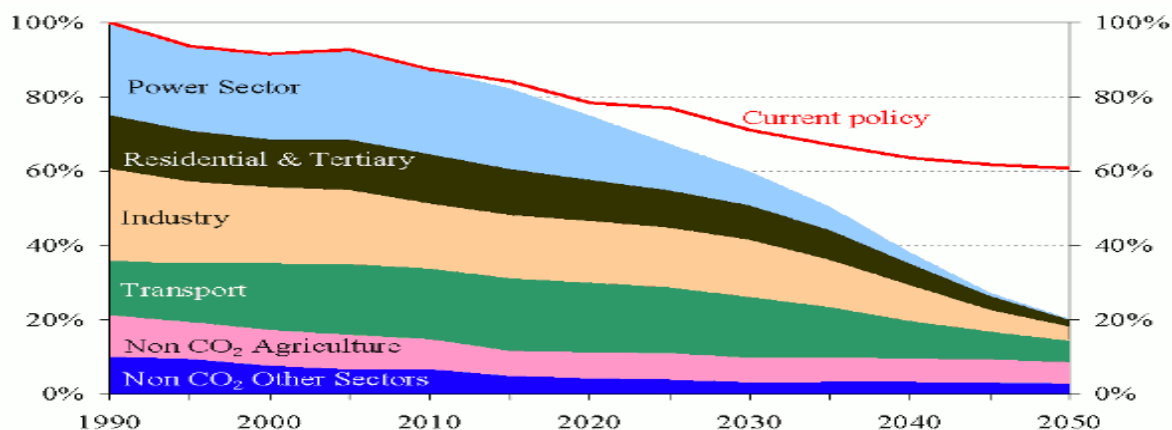


Figure 5. Réduction possible de 80 % des émissions de gaz à effet de serre dans l'UE (100 % = 1990) source : Europa.

⁶²Communication de la Commission européenne du 10 janvier 2001, Limiter le réchauffement climatique de la planète à 2 degrés Celsius- route à suivre à l'horizon 2020 et au-delà, COM (2007) 2 final.

⁶³ Union Européenne, 2009. Directive 2009/29/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 avril 2009 modifiant la directive 2003/87/CE afin d'améliorer et d'étendre le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel* n° L 140 du 05/06/2009 p. 0063–0087. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32009L0029>

⁶⁴ http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2020/index_fr.htm

⁶⁵ http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2030/index_fr.htm

⁶⁶ http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2050/index_fr.htm

Situation de l'agriculture soulignée par l'Union européenne (site Europa)

À mesure que la demande alimentaire mondiale augmente, la part de l'agriculture dans les émissions totales de l'UE passera à environ un tiers d'ici à 2050. Des réductions sont toutefois possibles.

Le secteur de l'agriculture devra réduire les émissions produites par les engrais, le lisier et le bétail, et peut contribuer au stockage du CO₂ dans les sols et les forêts. Les changements au profit d'un régime alimentaire plus sain (plus de légumes et moins de viande) contribueront également à réduire les émissions.

À l'échelle nationale française, un certain nombre de mesures ont été également prises en ce sens. Si l'élevage n'a pas été oublié, le décret du 18 novembre 2015 établissant les trois premiers « budgets-carbone » se concentre essentiellement sur d'autres secteurs que celui de l'élevage. Il s'agit par exemple des bâtiments ou des transports.

En effet, depuis la loi n°2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1)⁶⁷, sont désormais prévus des budgets carbone ainsi que des stratégies bas-carbone insérés dans les articles L.222-1 A et B du code de l'environnement. Ces dispositions sont de nature à s'appliquer à l'élevage.

Le budget carbone est un plafond national des émissions de gaz à effet de serre fixée par décret et par période de 5 ans. La première période fixée est celle courant de 2015 à 2018. Ce budget carbone ou plafond national est réparti par grands secteurs au sein de la stratégie bas carbone ou stratégie nationale de développement à faible intensité de carbone. Cette stratégie nationale également fixée par décret a pour objet de « définir la marche à suivre pour conduire la politique d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans des conditions soutenables sur le plan économique à moyen et long termes » (art. L.222-1 B du code de l'environnement). Il est expressément prévu que cette stratégie tienne compte de « la spécificité du secteur agricole » (art. L. 222-1 B- I du code de l'environnement), concernant notamment la répartition du budget carbone⁶⁸ (art. L.222-1 B-II). En outre, l'élevage est directement visé dans le ciblage des mesures les plus efficaces du plan d'action au regard du faible potentiel d'atténuation de certains secteurs. En effet, en ce sens sont citées les émissions de méthane naturellement produites par l'élevage des ruminants (même article).

Outre une répartition du budget carbone, la stratégie bas-carbone a pour objet de décrire les orientations et dispositions sectorielles et transversales nécessaires pour respecter les budgets carbone.

Cette stratégie bas-carbone doit être prise en compte par l'Etat, les collectivités territoriales et leurs établissements publics dans leur document de planification et de programmation qui ont des incidences significatives sur les émissions de gaz à effet de serre (art. L.222-1 B-III du code de l'environnement). Enfin, selon l'article Article L.222-1 E du code de l'environnement « La nature des émissions de gaz à effet de serre à prendre en compte dans un budget carbone et dans la stratégie bas-carbone et les dispositions de mise en œuvre de la comptabilité du carbone et du calcul du solde d'un budget carbone sont précisées par voie réglementaire. Les méthodologies d'évaluation des facteurs d'émissions de gaz à effet de serre des énergies sont fixées par finalité, en distinguant les méthodes d'allocation pour les bilans et les méthodes d'évaluation pour les plans d'action et la quantification des conséquences d'une évolution de la consommation ou de la production d'énergie ».

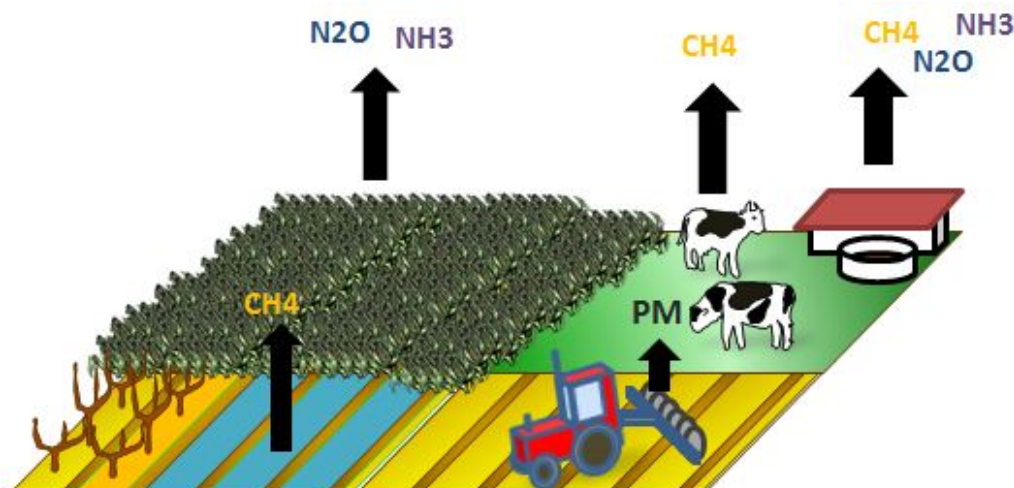
b) Du protocole de Göteborg à la Directive NEC : des plafonds d'émission pour des polluants atmosphériques

La convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance est un cadre international visant une limitation et une réduction de la pollution atmosphérique associant plus d'une cinquantaine de pays de la Commission économique des Nations unies pour l'Europe (CEE- ONU). A ce texte signé en 1979, plusieurs

⁶⁷JO du 18 août 2015.

⁶⁸ La répartition du budget carbone tient également compte de « l'évolution des capacités naturelles de stockage du carbone des sols » (art. L.222-I-B II du code de l'environnement).

protocoles spécifiques lui ont été rattachés dont le protocole de Göteborg de la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies, adoptée le 1er décembre 1999. Ce dernier consiste en l'engagement de 26 pays européens à respecter des plafonds d'émission de nature à réduire les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé et l'environnement et vise plus spécifiquement à réduire l'acidification, l'eutrophisation et l'ozone troposphérique. Plusieurs polluants atmosphériques sont concernés et parmi eux figurent des polluants qui intéressent directement l'activité d'élevage tels que l'ammoniac (NH_3)⁶⁹.



Source : CITEPA, 2012⁷⁰ : La figure suivante représente de façon schématique les sources d'émissions dans l'air de polluants d'origine agricole.

En 2012, le protocole a été amendé afin de renforcer les efforts pour atteindre les objectifs en matière de protection de la santé humaine et de l'environnement. L'actualisation de valeurs limites d'émission y est notamment prévue. En réalité, l'enjeu se situe plutôt sur la transposition de ce protocole et en l'espèce de son actualisation. Le protocole de Göteborg a été transposé dans le droit de l'Union européenne en particulier par la directive NEC ou Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques⁷¹. Le projet de révision de la directive élaborée par la Commission européenne⁷² et qui a failli faire l'objet d'un retrait par la Commission Juncker a reçu le soutien de la commission de l'industrie, de la recherche et de l'énergie du Parlement européen. Cette dernière estime nécessaire une mise en adéquation de la directive avec le protocole actualisé de Göteborg. En ce sens, les députés plaident pour une extension du champ d'application de la directive « à toutes les formes d'émission avec une prise en compte des émissions des transports aériens, des transports maritimes et des sources naturelles (provenant des terres cultivées, en particulier en ce qui concerne les oxydes d'azote et les particules) »⁷³. En particulier la liste des polluants concernés s'étend au méthane. A cet effet, « les députés

⁶⁹ Un fonds d'aide pour limiter les émissions d'ammoniac en agriculture a notamment été évoqué par la ministre de l'Environnement, Ségolène Royal lors de sa conférence de Presse de rentrée du 6 septembre 2016.

⁷⁰ <http://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/27-categories-francais/pollution-et-climat/analyse-sectorielle>

⁷¹ Union Européenne, 2001. Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques. *Journal officiel* n°L 309 du 27/11/2001 p. 0022–0030. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32001L0081>

⁷² Proposition de Directive du Parlement européen et du Conseil concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques et modifiant la directive 2003/35/CE, COM (2013) 920.

⁷³ *Europolitics*, 25 mars 2015, n°5058, p. 6.

insistent pour que les réductions appliquées à ces polluants soient appréhendées dans le contexte de la réduction des émissions de gaz à effet de serre, établissant ainsi un lien direct avec la politique climatique »⁷⁴. En revanche, le Conseil Environnement de l'Union européenne en novembre 2015 s'est quant à lui avéré beaucoup moins ambitieux. En particulier, les ministres de l'environnement des Etats membres ont souhaité réduire la liste des polluants atmosphériques proposée par la Commission. A ce titre, l'introduction du méthane parmi les polluants atmosphériques considérés n'a pas été acceptée en raison du risque de superposition des mesures de la directive NEC avec celles du changement climatique. A l'heure actuelle, la nouvelle directive tarde à sortir en raison d'un désaccord entre le Conseil, le parlement et la Commission à l'issue d'une réunion du 8 juin 2016. En particulier, le Conseil n'a pas souhaité accepter le texte soutenu par la Commission et le Parlement. Il n'a donc pas retenu l'introduction du méthane parmi les polluants à considérer et pouvant donc donner à des plafonds d'émission.

Plus généralement, le changement climatique entretient une relation duale avec l'agriculture. La FAO a dans deux rapports à des échelles de temps différentes souligné d'une part la participation négative de l'élevage au changement climatique (FAO *et al.*) et de l'autre les impacts du changement climatique sur l'agriculture (FAO, 2015) et nécessitant une adaptation de l'agriculture. C'est en ce sens qu'est mis en balance d'un côté le besoin d'assurer la sécurité alimentaire et de l'autre l'augmentation fatale des GES. L'une des solutions préconisées mais également discutées est celle de faire usage des pâturages comme puits de carbone. Dans ce cas, cette approche s'avère plus relever d'une conception compensatrice que réductrice des émissions de Gaz à effet de serre. Plus encore, dans cette hypothèse, une comparaison entre mise en place de zones de pâturage et reforestation est établie et ce au profit de cette dernière. Le bilan de gaz à effet de serre des prairies correspond à un puits modéré d'environ 1 tonne de carbone par hectare et par an ; par ailleurs, les prairies les plus exploitées par la fauche et le pâturage présentent la plus faible activité de puits de gaz à effet de serre (INRA, 2007⁷⁵). D'un autre côté, une jeune forêt tempérée (hêtraie) se comporte globalement comme un puits de carbone d'environ 4 tonnes par hectare et par an (INRA, 2008)⁷⁶. Des solutions plus radicales et explicitées dans le rapport de la FAO en 2006 vise directement la consommation de viande à réduire pour avoir des effets sur les émissions de gaz à effet de serre (FAO *et al.*, 2006).

Lutter contre le réchauffement climatique par l'alimentation⁷⁷

Le 5^{ème} rapport du GIEC (Smith *et al.*, 2014), chapitre 11), reprenant les calculs de Stehfest et al., estime que la simple application des recommandations nutritionnelles de l'Ecole de santé publique de Harvard, qui conseillent de limiter la consommation moyenne de viande de ruminants à 10 g par jour et la consommation des autres viandes, du poisson et des œufs à 80 g par jour, permettrait de réduire de 36% les émissions de GES d'origine agricole, et de 8% les émissions totales (Stehfest *et al.*, 2009). Cette simple mesure serait aussi efficace que de diviser par deux l'ensemble du trafic routier mondial.

Ne pas dépasser au 21^{ème} siècle le taux atmosphérique de 450 ppm d'équivalent carbone demandera une réduction importante des émissions de GES, ce qui aura un coût, estimé à 2,5% du PIB mondial en 2050. Par rapport au scénario basé sur les tendances actuelles, réduire la consommation de viande selon les recommandations de l'Ecole de santé publique de Harvard réduirait ce coût de 50%. L'abandon complet des produits animaux le réduirait de 64%.

Une étude britannique (Scarborough *et al.*, 2014) a évalué que les végétaliens émettaient 2,5 fois moins de GES pour leur alimentation que les omnivores (consommant 100 g de viande par jour ou plus).

Moins sous les feux de la rampe, la préservation de la biodiversité n'en constitue pas moins un enjeu global d'importance. L'impact de l'élevage y est également perceptible même s'il peut s'avérer plus diffus.

⁷⁴ Ibid.

⁷⁵ Le rôle positif des prairies dans le stockage du carbone, Fiche de Presse Info, 06 mars:

<http://www.gazettelabo.fr/archives/breves/2007/0307/carbone.htm>

⁷⁶ INRA, 2008. Le rôle des forêts dans le cycle du carbone, Fiche de Presse Info, 25 février 2008 ;

<http://www.gazettelabo.fr/archives/breves/2008/0308/role.htm>

⁷⁷ Cf. partie Consommation et droit, partie 1.2

B) La préservation de la biodiversité : une place à confirmer

La préservation de la biodiversité est plus récemment considérée dans sa globalité que celle du changement climatique. En outre, par son caractère multifactoriel corrélé à une connaissance encore parcellaire de la complexité de la biodiversité⁷⁸, il est encore malaisé de déterminer la part respective de chaque activité et en l'espèce de l'élevage dans la perte de biodiversité. Ceci complexifie d'autant plus l'analyse de la littérature juridique consacrée à l'articulation entre l'activité d'élevage et son impact sur la biodiversité.

Sans être exhaustif, il nous a semblé important de souligner la manière dont le droit peut capter cette articulation évanescence entre l'activité d'élevage et la biodiversité en s'appuyant sur deux constats :

Le premier tient à la nature locale des enjeux de biodiversité. Pour reprendre l'expression de Pavan Sukdhev dans le rapport TEEB sur l'économie de la biodiversité et des services écosystémiques (TEEB, 2010⁷⁹), « *le changement climatique est un enjeu global avec des répercussions locales, la biodiversité est un ensemble d'enjeux locaux* ». En d'autres termes, cela implique que l'échelle d'action sera nécessairement locale et ce que l'impact de l'activité d'élevage soit considéré à l'échelle du droit international, européen ou national (1°).

Le second constat porte sur la nature de la biodiversité, laquelle sera saisie différemment par le droit selon qu'il s'agit d'une biodiversité ordinaire ou extraordinaire, d'une biodiversité sauvage ou domestiquée (2°).

1°) Des enjeux locaux de biodiversité saisis par les différentes échelles de droit

L'un des principaux impacts de l'élevage sur la préservation de la biodiversité identifié est son rôle dans la déforestation : « Le secteur de l'élevage est de loin le plus gros utilisateur anthropique de terres. Le pâturage occupe 26% de la surface émergée de la terre, tandis que la production fourragère requiert environ un tiers de toutes les terres arables. L'expansion des parcours pour le bétail est un facteur clé de déboisement, en particulier en Amérique latine : quelque 70% de terres boisées de l'Amazonie servent aujourd'hui de pâturages, et les cultures fourragères couvrent une grande partie du reste. Environ 70% de tous les pâturages des zones arides sont considérées comme dégradées, surtout à cause du surpâturage, de la compaction des sols et de l'érosion imputables aux activités de l'élevage »⁸⁰. Ces enjeux locaux sont notamment saisis par la convention internationale de Rio du 5 juin 1992 sur la diversité biologique (1992) mais aussi tout particulièrement par la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification du 17 juin 1994, laquelle se préoccupe des écosystèmes arides pour conserver ces zones sèches (1994).

Les pratiques d'élevage et les conséquences de ces activités d'élevage peuvent également être juridiquement considérées dans des territoires protégés à l'échelle européenne comme nationale. Par exemple, une activité d'élevage dans une zone *Natura*⁸¹ sera nécessairement soumise à des contraintes réglementaires. En particulier, l'autorisation accordée à un élevage situé dans une zone *Natura* sera conditionnée à une obligation

⁷⁸ Cf. chapitre de l'expertise consacré à cet aspect.

⁷⁹ TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), <http://www.teebweb.org/>
⁸⁰ <http://www.conservation-nature.fr/article2.php?id=105>, site consulté le 5 juillet 2016

⁸¹ Union Européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel* n°L 206 du 22/07/1992 p. 0007-0050. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>.

Les sites *Natura 2000* comprennent des zones spéciales de conservation ainsi que des zones de protection spéciale. Les premières sont « -soit des habitats naturels menacés de disparition ou réduits à de faibles dimensions ou offrant des exemples remarquables des caractéristiques propres aux régions alpine, atlantique, continentale et méditerranéenne ; -soit des habitats abritant des espèces de faune ou de flore sauvages rares ou vulnérables ou menacées de disparition ; -soit des espèces de faune ou de flore sauvages dignes d'une attention particulière en raison de la spécificité de leur habitat ou des effets de leur exploitation sur leur état de conservation » ; Les secondes sont « -soit des sites marins et terrestres particulièrement appropriés à la survie et à la reproduction des espèces d'oiseaux sauvages figurant sur une liste arrêtée dans des conditions fixées par décret en Conseil d'Etat ; -soit des sites marins et terrestres qui servent d'aires de reproduction, de mue, d'hivernage ou de zones de relais, au cours de leur migration, à des espèces d'oiseaux autres que celles figurant sur la liste susmentionnée » (art. L. 414-1 C. env.).

d'évaluation d'incidences et de manière générale tout élevage classé (art. L.414-4 C. env. et article R.414-19 C. env.). Or, cette évaluation d'incidence qui vise à évaluer la manière dont un plan ou un projet peut affecter de manière significative ou non un site *Natura* concerne l'activité d'élevage et en premier lieu, les élevages classés soumis à autorisation. Plus encore, une activité d'élevage située en dehors du site *Natura* pourra également être considérée par une obligation d'évaluation d'incidences sur un site *Natura*. Dans le cadre de l'Expertise scientifique collective « Azote » (Peyraud *et al.*, 2012), nous avons souligné cette possibilité au sujet des dépôts atmosphériques dans les sites *Natura* en nous appuyant sur l'article R.414-23 du Code de l'environnement. Ce dernier prévoit qu'un certain nombre de documents doit figurer dans le dossier d'évaluation. En particulier, il doit prévoir « un exposé sommaire des raisons pour lesquelles le document de planification, le programme, le projet, la manifestation ou l'intervention est ou non susceptible d'avoir une incidence sur un ou plusieurs sites *Natura* ; dans l'affirmative, cet exposé précise la liste des sites *Natura* susceptibles d'être affectés, compte tenu de la nature et de l'importance du document de planification, ou du programme, projet, manifestation ou intervention, de sa localisation dans un site *Natura* ou de la distance qui le sépare du ou des sites *Natura*, de la topographie, de l'hydrographie, du fonctionnement des écosystèmes, des caractéristiques du ou des sites *Natura* et de leurs objectifs de conservation ». A ce sujet, nous avons conclu qu'« A l'évidence, il ne saura pas toujours aisé de cerner les contours de cette condition, la notion de charge critique pourrait y contribuer malgré les zones d'incertitudes qui l'entourent encore. Certains auteurs auraient trouvé plus judicieux d'arrêter un périmètre à une zone périphérique, avec des limites administratives précises (Conan, 2002 ; Peyraud *et al.*, 2012).

La législation française dispose également d'un certain nombre de dispositions juridiques associées à des territoires protégés qui seraient également susceptibles de s'appliquer à l'activité d'élevage pour en interdire ou en limiter l'impact. En particulier, il s'agit des autorisations spéciales requises dans le cadre des parcs nationaux (art. L.331-4 du code de l'environnement), des réserves naturelles (art. L.332-3 du code de l'environnement) pour ne citer que ces exemples.

Les enjeux de la biodiversité et son croisement avec l'activité d'élevage peuvent également être appréhendés sous l'angle de la nature de la biodiversité, que celle-ci soit remarquable ou ordinaire, sauvage ou domestique.

2°) La nature de la biodiversité : remarquable, ordinaire, sauvage ou domestique

De la nature de la biodiversité dépend également en partie la nature du droit. C'est en particulier le cas pour la distinction entre la biodiversité remarquable et celle ordinaire. Alors que celle remarquable sera largement associée à du droit contraignant, celle ordinaire sera plutôt de l'ordre de l'incitatif. Dans ce cadre, la prise en compte juridique de l'impact de l'activité d'élevage sera par conséquent moins exigeante dans la seconde hypothèse que dans la première. Ainsi, comme nous l'avons mentionné dans le paragraphe précédent, au sein de zones de biodiversité protégées, l'activité d'élevage peut être restreinte voire interdite. Cette approche apparaît moins concevable dans le cadre de la biodiversité dite ordinaire. A l'inverse, l'activité d'élevage peut être perçue comme une forme de protection de cette biodiversité à l'aide de son apport pour la préservation de services écosystémiques (*cf.* partie ci-après). Cette idée est notamment véhiculée dans le cadre du principe de complémentarité développée dans le projet de loi sur la biodiversité. A l'article 2-8° de la loi 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages⁸², il est prévu que : « Le principe de complémentarité entre l'environnement, l'agriculture, l'aquaculture et la gestion durable des forêts, selon lequel les surfaces agricoles, aquacoles et forestières sont porteuses d'une biodiversité spécifique et variée et les activités agricoles, aquacoles et forestières peuvent être vecteurs d'interactions écosystémiques garantissant, d'une part, la préservation des continuités écologiques et, d'autre part, des services environnementaux qui utilisent les fonctions écologiques d'un écosystème pour restaurer, maintenir ou créer de la biodiversité ».

S'agissant de la distinction entre la biodiversité domestique et celle sauvage, soit entre les espèces domestiques et les espèces sauvages, dans le cadre de l'élevage, elles peuvent apparaître opposées. C'est le cas par exemple lorsqu'il s'agit de préserver des troupeaux contre des prédateurs sauvages tels que le loup ou l'ours (*cf.*

⁸² République Française, 2016. Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. JORF n°0184 du 9 août 2016.

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000033016237&categorieLien=id%E2%80%8E>

partie ci-après). Outre cette dichotomie, il s'agit également de maintenir une diversité au sein de chacune de ces formes de biodiversité. C'est notamment l'objet des dispositifs en faveur des races menacées. Selon l'article 7-2 du Règlement délégué (UE) n°807/2014 de la Commission du 11 mars 2014 complétant le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et introduisant des dispositions transitoires⁸³ les engagements au titre de la mesure agroenvironnementale et climatique visée à l'article 28 du règlement (UE) n°1305/2013 d'élever des races locales menacées d'abandon ou de préserver les ressources génétiques végétales menacées par l'érosion génétique imposent :

a) d'élever des animaux domestiques de races locales, génétiquement adaptées à un ou plusieurs environnements ou système de production traditionnels dans le pays, menacées d'abandon (...). Les espèces d'animaux d'élevage énumérées ci-dessous sont susceptibles de bénéficier d'un soutien : bovins, ovins, caprins, équidés, porcins, oiseaux ». Ce même règlement dans son article 7-3 indique que « les races locales sont considérées comme menacées d'abandon si les conditions suivantes sont remplies :

- Le nombre à l'échelle nationale, de femelles reproductrices concernées, est fixé.
- Un organe scientifique compétent et dûment reconnu certifie ce nombre et fournit la preuve que les races en cause sont menacées
- Un organe technique compétent et dûment reconnu enregistre et tient à jour le livre généalogique ou livre zoologique de la race ;
- Les organes concernés doivent posséder les capacités et le savoir-faire nécessaire pour identifier les animaux des races menacées.
- Les informations sur le respect de ces conditions doivent figurer dans le programme de développement rural ».

Si le droit se préoccupe des impacts de l'activité d'élevage sur l'environnement, il traite également des solutions visant à inscrire l'intensification de l'élevage dans une agriculture durable.

CHAPITRE 2 : Le traitement juridique des solutions visant à inscrire l'intensification de l'élevage dans une agriculture durable

« L'Agriculture durable n'est autre que l'application du concept de développement durable à l'agriculture. C'est ici que les trois piliers écologique, économique et social de la durabilité, étudiés avec précision, peuvent enrichir le monde de l'agriculture et le faire évoluer vers de nouvelles et impérieuses exigences de rentabilité économique revisitée, dans le respect et la préservation de la nature et de ses ressources, et vers une évolution indispensable sur le plan social, volet souvent négligé dans les modèles agricoles actuels » (Demeester and Mercier, 2016). A la lumière des critères mentionnés par l'OCDE en 1993 pour caractériser l'agriculture durable (un système de production viable sur le plan économique, la préservation et la valorisation des ressources naturelles de base de l'exploitation agricole, la création d'un cadre naturel agréable et de qualités esthétiques), plusieurs auteurs en ont déduit le visage de l'agriculture durable, lequel avait déjà été esquissé dans le cadre de l'agenda 2000⁸⁴. Pour ces auteurs, « l'agriculture durable serait donc une agriculture qui peut durer parce qu'elle ménage son environnement et sauvegarde à long terme ses capacités de production tout en conservant la rentabilité de l'exploitation et en répondant aux besoins humains. Elle doit également prendre en compte divers aspects éthiques, cette définition n'étant pas toujours considérées dans les définitions proposées (Bonny, 1994 ; Demeester, 2016).

Or, l'élevage intensif peut s'inscrire dans ce cadre empêchant d'envisager une dichotomie stricte entre élevage intensif et élevage extensif au regard de considérations environnementales ou éthiques. Plus encore, cette idée

⁸³ Union Européenne, 2014. Règlement délégué (UE) n°807/2014 de la Commission du 11 mars 2014 complétant le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et introduisant des dispositions transitoires. *Journal officiel* n°L 227 du 31/07/2014 p. 0001-0017.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX%3A32014R0807>

⁸⁴ Union Européenne, 2000. COM(97) 2000 final - Vol. I. COM(97) 2000 final - Vol. II Agenda 2000 - Vol. I: Pour une union plus forte et plus large - Vol. II: Le défi de l'élargissement.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A51997DC2000>

avait été clairement formulée par le Député Marc Le Fur, l'initiateur d'un l'amendement controversé dans le cadre de la nouvelle loi d'orientation agricole du 27 juillet 2010⁸⁵ (loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche, JO du 28). Il estime que « contrairement à ce qui a été soutenu, les amendements proposés tendent à une meilleure performance environnementale des exploitations, pas seulement des exploitations porcines, mais de l'ensemble des installations d'élevage. Des exploitations plus modernes seront, en effet, synonymes de moindres nuisances environnementales. Ces exploitations pourront ainsi intégrer des procédés performants pour limiter les odeurs (filtrage de l'air sortant par exemple) ou pour diminuer la consommation énergétique grâce à l'utilisation de matériaux permettant une valorisation de la chaleur exogène des animaux. Par ailleurs, le grand enjeu de la méthanisation ne pourra se concrétiser que dans le cadre d'exploitations restructurées » (Le Fur, 2010).

Si initialement les réflexions liées à la durabilité agricole peuvent s'annoncer à contre-courant de l'intensification de l'élevage, plusieurs dispositions juridiques peuvent contribuer à l'y inscrire en imposant des règles relatives au bien-être animal (section 2) mais également en intégrant les effluents d'élevage, conséquence négative de l'élevage intensif dans une logique plus large d'utilisation prudente des ressources naturelles (section 1).

SECTION 1 – L'utilisation prudente des ressources naturelles

Cette problématique n'est pas récente. Dans le rapport Meadows « The limits to growth » remis au Club de Rome en 1972, les auteurs écrivaient que dans la mesure où les ressources de la planète sont limitées l'exigence d'une croissance économique exponentielle combinée à une augmentation de la population mondiale ne peut être remplie (Club de Rome *et al.*, 1972). De même, la mise en œuvre logique du septième programme d'action pour l'environnement, intitulé « Bien vivre dans les limites de notre planète », qui fait de l'utilisation efficace des ressources un objectif prioritaire de l'Union : « faire de l'Union une économie efficace dans l'utilisation des ressources, verte, compétitive et à faibles émissions de CO₂ »⁸⁶. Cette logique est aujourd'hui renouvelée à travers l'économie circulaire, laquelle peut offrir une lecture environnementale favorable à l'intensification (Paragraphe 1) et à laquelle certaines dispositions juridiques peuvent répondre (paragraphe 2).

Paragraphe 1 – L'économie circulaire et les effluents d'élevage

Selon le ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, « l'économie circulaire désigne un concept économique qui s'inscrit dans le cadre du développement durable et dont l'objectif est de produire des biens et des services tout en limitant la consommation et le gaspillage des matières premières, de l'eau et des sources d'énergie. Il s'agit de déployer, une nouvelle économie, circulaire, et non plus linéaire, fondée sur le principe de « refermer le cycle de vie » des produits, des services, des déchets, des matériaux, de l'eau et de l'énergie »⁸⁷. Les effluents d'élevage provenant des différents élevages et l'optimisation de leur utilisation s'inscrivent pleinement dans cette approche à l'heure où le [paquet économie circulaire](#), présenté en décembre 2015 par la Commission européenne de Jean-Claude Juncker, est en cours d'étude par les Etats membres et le Parlement européen. Ce paquet économie circulaire est composé de 4 propositions de directives portant sur les déchets, les déchets d'emballage, la mise en décharge et les déchets électriques et électroniques.

Une telle articulation entre le mode de production agricole et les effluents d'élevage répond parfaitement à l'un des courants de pensée fondateur de l'économie circulaire : l'écologie industrielle selon laquelle « un écosystème industriel dans lequel la consommation d'énergie et de matière est optimisée, la production de déchet minimisée, et les effluents d'un processus industriel servent de matières premières à un autre processus industriel » (Frosch and Gallopoulos, 1989). Or, précisément, faire usage de la capacité fertilisante des effluents d'élevage et de leur production d'énergie renouvelable dans un autre processus de production agricole ou non peut être facilité par une reconnaissance ancienne de l'utilité de ses effluents que le droit s'est attaché à

⁸⁵ Sur cet amendement, V. partie consacrée à l'enregistrement des installations classées d'élevage.

⁸⁶ Union Européenne, 2013. Décision n° 1386/2013/UE du Parlement européen et du Conseil du 20 novembre 2013 relative à un programme d'action général de l'Union pour l'environnement à l'horizon 2020 « Bien vivre, dans les limites de notre planète » Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *Journal officiel* n L 354 du 28/12/2013 p. 0171–0200. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32013D1386>

⁸⁷ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-economie-circulaire.45403.html>

préservé, y compris dans un contexte de surabondance des effluents liés à l'intensification et à la concentration des élevages (Peyraud *et al.*, 2012). D'un point de vue textuelle, les effluents d'élevage sont qualifiés de fertilisants par la directive « Nitrates » de 1991 : le fertilisant est défini comme « toute substance contenant un ou des composés azotés épandus sur les sols afin d'améliorer la croissance de la végétation, y compris les effluents d'élevage, les résidus des élevages piscicoles et les boues d'épuration » (art. 2 e) de la directive). D'un point de vue jurisprudentiel, cela a pu se traduire par le double refus de la Cour de justice de l'Union européenne de qualifier des effluents d'élevage à épandre de déchets, leur préférant la qualité de sous-produits. L'intérêt de ces deux jurisprudences européennes datées du 8 septembre 2005, Commission contre Royaume d'Espagne (aff. C-121/03 et C-416/02) est double. Le premier intérêt tient à la nature des élevages concernés. En effet, ces deux affaires portent toutes deux sur des cas de pollution imputable à des installations espagnoles d'élevages intensifs de porcs (Doussan, 2005b). La circonstance selon laquelle ces élevages sont intensifs aurait pu faciliter la qualification du juge en faveur de celle de déchet (Peyraud *et al.*, 2012). Le second intérêt tient à la temporalité de la qualification retenue in fine : celle de sous-produit qui au moment des faits, n'était pas encore entrée dans le corpus législatif instauré par la directive-cadre relative aux déchets du 19 novembre 2008⁸⁸. Plus précisément, au regard de l'actuelle définition des sous-produits⁸⁹ largement issue d'apports jurisprudentiels antérieurs, la cour s'est révélée particulièrement clémentine à l'égard des effluents d'élevage à épandre (Langlais, 2007; Peyraud *et al.*, 2012).

Cette conception prend une nouvelle tournure aujourd'hui car elle est au cœur de l'argumentaire environnemental des formes les plus intensives de l'élevage. En effet, la ferme des « mille vaches » (*cf.* encart ci-dessus), vante les mérites d'une concentration animale pour alimenter un méthaniseur valorisant le méthane issu des lisiers et capable de produire l'électricité de la ferme. Cependant, il convient de souligner que cette conception d'économie des ressources et de leur optimisation doit composer avec d'autres intérêts que celui-ci et être assortie d'un certain nombre d'exigences, y compris environnementales. L'exemple de la crise de la vache folle illustre la question de la pertinence de l'usage des farines animales pour la nourriture du bétail et celle de la prise en compte d'autres intérêts (Doussan, 2001 ; London, 2001).

Un certain nombre de dispositifs juridiques accompagne l'idée d'une utilisation prudente et rationnelle des ressources et encadre dans cette direction les conséquences environnementales négatives de l'activité d'élevage.

Paragraphe 2 – Les dispositifs juridiques organisant les conséquences environnementales négatives de l'intensification de l'élevage

Afin de maintenir le potentiel d'utilisation des effluents d'élevage, le droit a orchestré deux principaux dispositifs en ce sens. Le premier vise à prévoir l'utilisation des effluents d'élevage en dehors du site de production des effluents (A). Le second dispositif tend à organiser et faciliter l'usage du potentiel énergétique des effluents d'élevage à travers la méthanisation (B).

A) L'utilisation des effluents d'élevage en dehors de leur site de production

Dans les systèmes d'élevage dits intensifs, le cœur de l'activité est exclusivement centré sur l'élevage. Ceci implique que si une utilisation à vocation fertilisante des effluents d'élevage nés de cette activité doit avoir lieu, elle a très souvent lieu en dehors du site de production. Cette résultante n'est pas en soi une difficulté pour le

⁸⁸ Union Européenne, 2008. Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel* n°L312 du 22/11/2008 p. 0003–0030. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32008L0098>

⁸⁹ Selon l'article 5 de la directive : « Une substance ou un objet issu d'un processus de production dont le but premier n'est pas la production dudit bien ne peut être considéré comme un sous-produit et non comme un déchet au sens de l'article 3, point 1, que si les conditions suivantes sont remplies : a) l'utilisation ultérieure de la substance ou de l'objet est certaine ; b) la substance ou l'objet peut être utilisé directement sans traitement supplémentaire autre que les pratiques industrielles courantes ; c) la substance ou l'objet est produit en faisant partie intégrante d'un processus de production ; et d) l'utilisation ultérieure est légale, c'est-à-dire que la substance ou l'objet répond à toutes les prescriptions pertinentes relatives au produit, à l'environnement et à la protection de la santé prévues pour l'utilisation spécifique et n'aura pas d'incidences globales nocives pour l'environnement ou la santé humaine ».

droit qui s'appuie sur le maintien d'un ratio entre la quantité d'effluents épandus et l'étendue des terres d'épandage. Cette recherche constante d'équilibre doit permettre de supprimer le potentiel polluant des effluents en vue de maintenir leur potentiel fertilisant.

En ce sens, plusieurs constructions juridiques ont été établies. Il s'agit en particulier du plan d'épandage ou le plan des terres d'épandage que l'exploitant d'une installation classée d'élevage doit fournir pour ouvrir son installation autorisée, enregistrée ou déclarée (Peyraud *et al.*, 2012) et ce que ces terres lui appartiennent en propre ou qu'elles aient été mises à disposition par des tiers (Peyraud *et al.*, 2012). Le plan d'épandage est assorti d'un système de suivi des pratiques de fertilisation azotée à travers un cahier d'épandage faisant état des dates d'épandage, de la nature des cultures, des rendements des cultures, du mode d'épandage et du délai d'enfouissement... (V. les arrêtés de prescriptions générales applicables aux différentes formes d'élevage classés).

Comme certains auteurs le soulignent, « le début des années quatre-vingt-dix et la nécessaire transposition de la directive « Nitrates » du 12 décembre 1991, ont marqué un accroissement sensible des obligations résultant de la réglementation applicable aux installations classées » (Doussan, 2009a). Ceci concerne également les conditions d'utilisation des effluents d'élevage hors du site de production et dans des zones vulnérables au sens de la directive « Nitrates ». En effet, dans les zones particulièrement saturées, des actions renforcées ont été prises par la législation française. Selon l'article R.211-81-1 II du code de l'environnement, « Dans certaines parties de zone vulnérable atteintes par la pollution, les programmes d'actions régionaux comprennent également une ou plusieurs mesures parmi les mesures suivantes » : « 5° L'obligation de traiter ou d'exporter l'azote issu des animaux d'élevage au-delà d'un seuil d'azote produit par les animaux d'élevage à l'échelle de l'exploitation agricole ». Ce même article précise que « ces parties de zones vulnérables, délimitées par le préfet de région, correspondent aux zones, mentionnées au 1° du I de l'article R.212-4⁹⁰, de captage de l'eau destinée à la consommation humaine dont la teneur en nitrate est supérieure à 50 milligrammes par litre et aux bassins connaissant d'importantes marées vertes sur les plages, mentionnés au 8° du II de l'article L. 211-3, définis par les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, le cas échéant étendues afin d'assurer la cohérence territoriale du programme d'actions régional ». Cette obligation de traitement ou d'exportation de l'azote peut notamment se traduire pour l'exploitant d'une installation classée par la fourniture des justificatifs de livraison des effluents d'élevage à un site spécialisé de traitement (V. arrêtés de prescriptions générales applicables aux installations classées d'élevage).

En d'autres termes, l'orchestration juridique mise en place pour utiliser le potentiel fertilisant des effluents d'élevage hors de l'exploitation productrice, peut tout à fait s'inscrire dans une vision axée sur l'utilisation rationnelle et optimale des ressources naturelles. Il en va de même concernant le recours à la méthanisation, lequel est facilité par le droit.

B) Le recours à la méthanisation ou l'exploitation de l'énergie en provenance des effluents d'élevage

Les effluents d'élevage s'inscrivent dans la catégorie juridique de biomasse définie à l'article 2 e) de la directive 2009/28 du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables. Cette directive a été transposée par la loi n°2011-12 du 5 janvier 2011 portant diverses dispositions d'adaptation de la législation au droit de l'Union européenne⁹¹). Selon l'article 2 e), la biomasse est définie comme « la fraction biodégradable des produits, des déchets et des résidus d'origine biologique provenant de l'agriculture (y compris les substances végétales et animales), de la sylviculture et des industries connexes, y compris la pêche et l'aquaculture, ainsi que la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux ».

⁹⁰ Sont concernées « 1° Les zones de captage de l'eau destinée à la consommation humaine fournissant plus de 10 mètres cubes par jour ou desservant plus de 50 personnes ainsi que les zones identifiées pour un tel usage dans le futur ; 2° Les zones de production conchylicole ainsi que, dans les eaux intérieures, les zones où s'exercent des activités de pêche d'espèces naturelles autochtones, dont l'importance économique a été mise en évidence par l'état des lieux mentionné à l'article R.212-3 ; 3° Les zones de baignade et d'activités de loisirs et de sports nautiques ; 4° Les zones vulnérables désignées en application de l'article R. 211-77 ; 5° Les zones sensibles aux pollutions désignées en application de l'article R.211-94 ; 6° Les sites *Natura 2000* ».

⁹¹ République Française, 2011. Loi n°2011-12 du 5 janvier 2011 portant diverses dispositions d'adaptation de la législation au droit de l'Union européenne (1). *JORF* n°0004 du 6 janvier 2011 page 369

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000023367755&categorieLien=id>

Dans ce contexte, en raison de la quantité d'effluents d'élevage produits, cette source d'énergie renouvelable peut sans nul doute constituer un potentiel intéressant voire une opportunité à saisir puisque les contraintes de durabilité liées à la production de cultures énergétiques sont écartées. En outre, la législation semble faciliter le recours à cette source d'énergie renouvelable. En particulier, la France, dans la loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche⁹² vise clairement à favoriser la méthanisation. Elle maintient le régime d'activité agricole y compris lorsque seulement 50% de matières organiques proviennent des exploitations agricoles (art. 59 de la loi, art. L.311-1 C. rur.) (Langlais, 2011b). Selon cet article, est étendue la qualité d'activité agricole à la production d'énergie par méthanisation : « Sont réputées agricoles toutes les activités correspondant à la maîtrise et à l'exploitation d'un cycle biologique de caractère végétal ou animal et constituant une ou plusieurs étapes nécessaires au déroulement de ce cycle ainsi que les activités exercées par un exploitant agricole qui sont dans le prolongement de l'acte de production ou qui ont pour support l'exploitation. (...). Il en est de même de la production et, le cas échéant, de la commercialisation, par un ou plusieurs exploitants agricoles, de biogaz, d'électricité et de chaleur par la méthanisation, lorsque cette production est issue pour au moins 50% de matières provenant d'exploitations agricoles. Les revenus tirés de la commercialisation sont considérés comme des revenus agricoles, au prorata de la participation de l'exploitant agricole dans la structure exploitant et commercialisant l'énergie produite. Les modalités d'application du présent article sont déterminées par décret ».

⁹² République Française, 2010. Loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche (1). *JORF* n°0172 du 28 juillet 2010 page 13925 <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022521587&categorieLien=id>

Les aides financières accompagnant les solutions visant à diminuer l'impact de l'activité d'élevage

Le rappel de la conditionnalité des aides :

L'un des préalables à ces mesures d'accompagnement financière est celle de la conditionnalité des aides. En effet, la conditionnalité des aides dans le cadre de la politique agricole commune a pour finalité d'exiger un certain nombre de conditions au versement des aides prévues. La conditionnalité contient une part d'exigences réglementaires à respecter parmi lesquelles figurent la directive « Nitrates » renforçant la réduction des externalités négatives à l'égard de l'environnement pour l'élevage intensif : « C'est dans le secteur de l'élevage intensif que les objectifs de moyens (enregistrement des pratiques, respect du plafond directive NO₃...) apparaissent à la fois les plus forts et les plus adaptés aux objectifs visés. Le mode d'action visé par la conditionnalité est alors un appui à la réglementation existante » (Poux and Romain, 2006).

- Le dispositif d'aide pour la maîtrise des pollutions liées aux effluents d'élevage (articles D. 211-54 et s du code de l'environnement)

Il s'agit de subventions accordées par l'Etat dans le cadre du programme de maîtrise des pollutions liées aux effluents d'élevage, pour favoriser la mise en œuvre, dans les exploitations agricoles, d'investissements et de pratiques de nature à réduire les pollutions dues aux effluents d'élevage. Les élevages qui peuvent être bénéficiaires de ces subventions sont ceux situés en zone d'action prioritaire, répondant à des enjeux de protection de l'eau, les élevages autorisés et les élevages de bovins soumis à déclaration dont la taille est supérieure ou égale à 90 unités gros bétail (UGB) au 31 décembre 2000 ou à 70 UGB pour les jeunes agriculteurs installés depuis moins de cinq ans à la date de leur demande de financement de l'étude préalable définie dans l'arrêté prévu à l'article D.211-58 et éligibles aux aides à l'installation au sens de l'article R.343-3 du code rural et de la pêche maritime. Enfin peuvent également être bénéficiaires de ces subventions, les élevages qui comportent plusieurs espèces animales sur un même site et qui répondent à deux critères cumulatifs. La première condition est que la somme des coefficients effectif/seuil, pour chaque catégorie d'animal par référence au tableau annexé au présent article, est supérieure ou égale à 1 au 31 décembre 2000.

	SEUIL	
Porcins (places de porcs de plus de 30 kg)	450	
Bovins (UGB) (70 dans le cas des jeunes agriculteurs tels que définis par le 3° du I présent article)		90
Volailles de ponte, palmipèdes (équivalent poule pondeuse)	20 000	
Poulets, dindes et pintades (mètres carrés de bâtiment occupé)	1 200	

Légende : Seuils relatifs aux élevages comportant plusieurs espèces logées sur le même site.

L'autre condition posée est que pour au moins l'une des espèces logées sur le même site, la réglementation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement s'applique.

Ce dispositif d'aides se veut équitable dans la mesure où ne peuvent être bénéficiaires les plus gros élevages (les élevages de plus de 40 000 emplacements pour les volailles ou de plus de 2 000 emplacements pour les porcs de plus de 30 kilogrammes, ou de plus de 750 emplacements pour les truies). Il ne s'applique pas non plus aux élevages qui ont déjà bénéficié du programme de maîtrise des pollutions (art. D211-56 C. env.)

L'indemnité compensatoire de couverture des sols : en vertu de l'article D. 211-86 du code de l'environnement, « Une aide financière peut être accordée pour l'implantation, pendant les périodes présentant des risques de lessivage définies par arrêté préfectoral, de cultures intermédiaires pièges à nitrates (Cipan) spécifiques sur les surfaces agricoles situées dans les zones d'actions complémentaires définies en application des dispositions de l'article R.211-83 ». Ce dispositif visant à protéger la pollution des eaux contre les nitrates d'origine agricole est ouvert aux agriculteurs qui sont situés dans des zones d'actions complémentaires définies à l'article D.211-86 du code de l'environnement.

Aide en faveur de la mise aux normes des exploitations situées en zone vulnérable Décret n°2015-1294 du 15 octobre 2015, JO du 17 octobre 2016). Sont concernés les agriculteurs à titre individuel ou en groupement situés en zone vulnérable disposant d'au moins un bâtiment d'élevage et pour lequel l'aide va contribuer à la mise aux normes. Parmi les conditions d'éligibilité figurent notamment un taux d'endettement d'au moins 20% apprécié au dernier exercice comptable clos, l'engagement de réaliser des travaux de mise aux normes relatifs à la gestion des effluents d'élevage en zone vulnérable avant le 1^{er} Octobre 2016... L'aide est attribuée par le préfet de département après un appel à projet pour un montant compris entre 1 875 € et 15 000 €.

Outre la question environnementale permettant d'inscrire l'élevage intensif dans l'agriculture durable, c'est également sa dimension éthique qui a été prise en compte par le droit et qui se traduit par l'imposition de dispositions juridiques relatives au bien-être des animaux de production.

SECTION 2 : les dispositions juridiques relatives au bien-être des animaux de production

L'évolution du droit des animaux de production est directement liée à une nouvelle prise de conscience sociétale afin de trouver un équilibre permanent entre les intérêts des animaux et ceux humains (la fonction productive et donc alimentaire des animaux de production)⁹³ (Lesage, 2013). Les animaux de production bénéficient d'un principe de protection générale des animaux (paragraphe 1) assorti de dispositions protectrices plus spécifiques liées aux transports et surtout à l'abattage des animaux de production (paragraphe 2).

Paragraphe 1 : un principe de protection générale des animaux

La protection des animaux aujourd'hui consacrée est récente. En effet, ce n'est que depuis le traité d'Amsterdam, soit 1997, que les animaux ne sont plus considérés comme des marchandises au sein de l'Union européenne comme cela avait été initialement le cas dans le cadre du Traité de Rome. Ils sont au contraire qualifiés d'êtres sensibles. Comme le souligne certains auteurs, « le droit de l'Union européenne est très souvent à l'origine de l'évolution parfois contrainte, des législations nationales et participe également largement à la prise de conscience des citoyens européens sur la nécessité d'améliorer le traitement réservé aux animaux » (Falaize, 2013). Ce même auteur indique que le protocole additionnel au traité d'Amsterdam du 2 octobre 1997 et relatif à la protection et au bien-être des animaux confère « une valeur communautaire au bien-être en mettant à la charge des Etats Membres et de l'Union européenne l'obligation de tenir compte du bien-être animal dans la formulation et la mise en œuvre des politiques communes ». Outre cette intégration du principe de protection et de bien-être des animaux (1°), c'est leur qualité d'être sensible qui sera affermie (2°).

1°) Les exigences relatives au bien-être animal dans la formulation et la mise en œuvre des politiques communes

Dans la même veine que le principe d'intégration de l'environnement dans les politiques publiques, les exigences du bien-être animal sont intégrées dans la formulation et la mise en œuvre des politiques de l'union

⁹³ Cf. droit et consommation, p. 18 : Les exigences juridiques liées au bien-être animal ont peu d'écho du côté de la consommation ; les consommateurs s'avèrent peu informés.

européenne dans le domaine de l'agriculture, de la pêche, des transports, du marché intérieur, de la recherche et développement technologique et de l'espace (article 13 du traité de Lisbonne).

C'est donc tout naturellement que la législation en matière de bien-être animal s'applique également aux élevages industriels. En effet, selon l'article 14-7 de la directive relative aux émissions industrielles du 24 novembre 2010, « Dans le cas des installations visées au point 6.6 de l'annexe I, les paragraphes 1 à 6 du présent article s'appliquent sans préjudice de la législation en matière de bien-être animal ». En d'autres termes, les exigences relatives au bien-être animal doivent être considérées dans les conditions d'autorisation des installations industrielles, objet de l'article 14 de la directive. Cette obligation de prise en compte du bien-être animal, y compris dans les élevages les plus industriels contribue à introduire ces derniers dans la logique d'une agriculture durable.

Cette intégration des exigences relatives au bien-être animal est également perceptible au sein de la Politique agricole commune à travers la conditionnalité des aides. C'est lors de la réforme de la PAC de 2003 que le principe d'une conditionnalité des aides a été généralisé et rendu d'application obligatoire pour tous les pays membres. En 2007, la conditionnalité des aides a intégré dans son champ les exigences en matière de bien-être animal. La conditionnalité des aides comprend deux volets : celui sur des exigences réglementaires en matière de gestion et celui sur des exigences réglementaires en matière de bonnes conditions agricoles et environnementales. Elle lie ainsi les paiements de la PAC au respect de normes minimales obligatoires parmi lesquelles figurent celles concernant le bien-être des animaux.

Outre l'intégration de ces exigences, c'est également la nature même de cette prise en compte qui s'est précisée.

2°) L'affermissement de la qualité d'être sensibles des animaux et ses conséquences juridiques

Dans le cadre du protocole additionnel du Traité d'Amsterdam relatif à la protection et au bien-être des animaux, la reconnaissance de la qualité d'êtres sensibles est présentée en préambule : « Les hautes parties contractantes » « DÉSIREUSES d'assurer une plus grande protection et un meilleur respect du bien-être des animaux en tant qu'êtres sensibles ». Une évolution est perceptible dans le cadre du traité de Lisbonne sur le fonctionnement de l'Union européenne entré en vigueur en décembre 2009 puisque c'est au cœur du texte que les obligations en matière de bien-être animal ont été intégrées. L'article 13 du traité précise que « lorsqu'ils formulent et mettent en œuvre la politique de l'Union dans les domaines de l'agriculture, de la pêche, des transports, du marché intérieur, de la recherche et développement technologique et de l'espace, l'Union et les Etats membres tiennent pleinement compte des exigences du bien-être des animaux en tant qu'êtres sensibles, tout en respectant les dispositions législatives ou administratives et les usages des Etats membres en matière notamment de rites religieux, de traditions culturelles et de patrimoines régionaux ».

Cette évolution juridique est de nature à uniformiser la situation juridique de l'animal dans les différents Etats de l'Union, ce qui est loin d'être le cas (Falaise, 2013). A ce sujet, une législation récente en France, la loi n° 2015-177 du 16 février 2015 relative à la modernisation et à la simplification du droit dans les domaines de la justice et des affaires intérieures⁹⁴ (art. 2) n'a pas manqué de susciter un débat passionné sur le statut juridique de l'animal (Marguénaud, 2015; Seube, 2015). Avec un intitulé particulièrement évocateur, « droits des animaux : on en fait trop ou trop peu ? », Jean-Pierre Marguénaud, juriste spécialiste du droit des animaux et auteur de *L'animal en droit privé* (Marguénaud, 1992) défendait déjà dans le cadre d'une interview que « considérer les animaux comme des choses, c'est de les maintenir dans la catégorie où l'on les avait enfermés à l'époque où tout le monde niait obstinément leur sensibilité pour mieux pouvoir les livrer à toutes les formes d'exploitation économique et à toutes les traditions culturelles. C'est donc un moyen particulièrement efficace de verrouiller le débat sur des questions aussi graves que l'expérimentation animale, l'élevage concentrationnaire ou l'abattage rituel » (Marguénaud, 2010). Il ajoute qu'« il est possible d'améliorer le sort des animaux sans leur accorder la

⁹⁴ République Française, 2015. Loi n° 2015-177 du 16 février 2015 relative à la modernisation et à la simplification du droit et des procédures dans les domaines de la justice et des affaires intérieures (1). JORF n°0040 du 17 février 2015 page 2961.
<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000030248562&categorieLien=id>

personnalité juridique » et à ce titre, il souligne les progrès en droit européen et français accomplis en ce sens. Mais, il estime qu'il « est difficile de faire ressortir toute l'utilité de règles protectrices toujours plus nombreuses sans accorder aux animaux un statut qui leur reconnaisse la personnalité juridique ».

L'enjeu de la nouvelle législation française modifiant le code civil se situe dans cette veine en reconnaissant que les animaux sont des « êtres vivants doués de sensibilité » et non plus des « biens meubles ». Selon l'article L. 515-14 du code civil, « les animaux sont des êtres vivants dotés de sensibilité. Sous réserve des lois qui les protègent, les animaux sont soumis au régime des biens ». Certains auteurs rappellent que la rédaction de cet article ne remettra pas en question la vente d'animaux et la soumission pour certains d'entre eux au code de la consommation dans la mesure où il admet que les animaux sont soumis au régime des biens (Desmoulin-Canselier, 2016). Pour d'autres auteurs, cette rédaction du code civil est une « fausse bonne idée qui relève plus de l'émotion que de la simplification » (Malinvaud, 2015) en particulier en l'absence « d'une nouvelle catégorie entre personnes-biens » (Reboul-Maupin, 2015). Au-delà, certains auteurs y voient un signe pour une évolution du statut de l'animal : « alors qu'il était protégé pénalement, reconnu comme être sensible dans le code rural et de la pêche maritime, et, enfin, clairement distingué jusqu'alors dans le code civil des objets inertes, l'animal est un être vivant désormais empreint d'une sensibilité ». Cette évolution aurait, selon ces mêmes auteurs des conséquences sur l'élevage : « La forme d'élevage intensif, qualifié d'industriel, pourrait se trouver sérieusement concernée et inquiétée. Les lois du marché qui consistent à vouloir produire du vivant à moindre coût ne doivent pas remettre en question l'équilibre biologique. Sensibilité et rentabilité ne font pas bon ménage, les deux notions s'opposent plutôt qu'elles ne s'attirent ! » (Reboul-Maupin, 2015).

Les dispositions du code rural et le bien-être animal

L'article L.214-1 du code rural pose comme principe que « tout animal étant un être sensible doit être placé par son propriétaire dans des conditions compatibles avec les impératifs biologiques de son espèce ».

S'il est admis que tout homme puisse détenir des animaux, il doit le faire dans les conditions prévues à l'article L.214-3 du code rural. Ces conditions visent des interdictions d'exercer de mauvais traitements envers les animaux domestiques ainsi qu'envers les animaux sauvages apprivoisés ou tenus en captivité (art. L.214-3 du code rural).

Les mesures propres à assurer la protection de ces animaux contre les mauvais traitements ou les utilisations abusives et à leur éviter des souffrances lors des manipulations inhérentes aux diverses techniques d'élevage, de parage, de transport et d'abattage des animaux sont déterminées par décret en Conseil d'Etat.

Des dispositions spécifiques sont également prévues pour la protection d'animaux spécifiques. Elles concernent les animaux destinés à la production de laine, de peau, de fourrure ou à d'autres fins agricoles (art. L.214-9 du code rural).

En vertu de l'article L.215-11 du code rural, « Est puni de six mois d'emprisonnement et de 7 500 euros d'amende le fait pour toute personne exploitant un établissement de vente, de toilettage, de transit, de garde, d'éducation, de dressage ou de présentation au public d'animaux de compagnie, une fourrière, un refuge ou un élevage d'exercer ou de laisser exercer sans nécessité des mauvais traitements envers les animaux placés sous sa garde ».

Cependant, si ce principe s'applique à l'ensemble des animaux, force est de constater que la situation diffère pour les animaux de rente avec lesquels la notion de bien-être semble s'accorder plus difficilement. En ce sens, plusieurs réglementations sectorielles ont visé le bien-être de ces animaux en s'attachant en particulier à leur transport et aux conditions de leur abattage.

Paragraphe 2- La protection des animaux et les conditions de transport et d'abattage

Plusieurs législations ont visé de façon transversale le bien-être des animaux d'élevage⁹⁵ ou l'utilisation des animaux à des fins expérimentales ou scientifiques⁹⁶. D'autres ont visé plus spécifiquement des types d'animaux

⁹⁵ Union Européenne, 1998. Directive 98/58/CE du Conseil du 20 juillet 1998 concernant la protection des animaux dans les élevages. *Journal officiel* n° L 221 du 08/08/1998 p. 0023-0027 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31998L0058>
Préalablement, les Etats membres de l'Union avaient signé la Convention européenne sur la protection des animaux dans les élevages, laquelle vise à imposer aux Etats signataires des conditions minimales communes de protection des animaux dans leurs méthodes d'élevage.

d'élevage tel que l'élevage des veaux⁹⁷, des porcs⁹⁸ ou encore des poules pondeuses⁹⁹. Enfin, ce sont des périodes critiques dans la condition de l'animal de rente qui ont été visées telles que le transport¹⁰⁰ (A) et l'abattage¹⁰¹ (B). Ces réglementations sectorielles ont par ailleurs été complétées par des plans d'action ou stratégies communautaires pour le bien-être des animaux notamment d'élevage.

A) Transport des animaux vivants :

Deux textes visent à réglementer le transport des animaux vivants à l'échelle du droit européen. Il s'agit en premier lieu du [règlement \(CE\) n°1/2005 du Conseil relatif à la protection des animaux pendant le transport et les opérations annexes](#) qui réglemente le transport des animaux vivants entre les pays de l'Union européenne (UE) et définit les modalités des contrôles opérés à l'entrée ou à la sortie de l'UE. Ces règles détaillées ont pour objectif d'éviter les blessures ou une souffrance inutile des animaux. Sont ainsi réglementés le temps du voyage, l'aptitude des animaux à entreprendre le voyage prévu, la surface au sol, une réponse adaptée aux besoins de nourriture, d'eau et de repos des animaux, des conditions appliquées aux transporteurs telles qu'une autorisation délivrée par une autorité compétente.

En second lieu, un autre texte européen concerne également le transport des animaux, il s'agit du [règlement \(CE\) n°1255/97 du Conseil concernant les critères de l'UE requis aux points d'arrêt et adaptant le plan de marche pour le transport d'animaux](#)¹⁰². Ce dernier fixe les règles applicables aux points d'arrêt auxquels les animaux se reposent pendant au moins douze heures pendant les interruptions obligatoires prévues dans le cadre d'un voyage sur de longues distances dans l'UE. Ces règles visent à assurer des conditions optimales de bien-être. Des points de contrôle sont envisagés en ce sens.

Dans la législation française, les dispositions relatives au transport des animaux vivants d'élevage relèvent des articles L.214-12 et s. du code rural lesquels prévoient les conditions d'autorisation des transporteurs d'animaux vertébrés vivants dans le cadre d'une activité économique conformément aux conditions définies par le

Décision [78/923/CEE](#) du Conseil, du 19 juin 1978, concernant la conclusion de la convention européenne sur la protection des animaux dans les élevages, JO L 323, 17.11.1978. *V. également*, Rapport de la Commission, du 19 décembre 2006, sur l'expérience acquise dans l'application de la directive 98/58/CE concernant la protection des animaux dans les élevages, [COM\(2006\) 838](#) final.

⁹⁶ Ces derniers ne seront pas examinés dans le cadre de cette expertise.

⁹⁷ Union Européenne, 2008. Directive 2008/119/CE du Conseil du 18 décembre 2008 établissant les normes minimales relatives à la protection des veaux. (Journal officiel n°L 10 du 15/01/2009 p. 0007-0013). <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32008L0119>

Ce texte vise à établir des normes minimales pour protéger les veaux qui sont placés dans des installations où ils sont élevés pour la boucherie. Des règles minimales sont établies concernant leur surface de vie (Les cases doivent être conçues de sorte que chaque veau puisse s'étendre, se reposer, se relever et faire sa toilette sans difficulté), ou encore leur alimentation (les veaux doivent par exemple être nourris deux fois par jour).

⁹⁸ Union Européenne, 2008. Directive 2008/120/CE du Conseil du 18 décembre 2008 établissant les normes minimales relatives à la protection des porcs. Journal officiel n°L 47 du 18/02/2009 p. 0005-0013 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32008L0120>

La directive établit des normes minimales pour protéger les porcs. Ce texte encadre notamment la réalisation des opérations douloureuses : castration, amputation caudale, élimination des coins, etc.

⁹⁹ Union Européenne, 1997. Directive 1999/74/CE du Conseil du 19 juillet 1999 établissant les normes minimales relatives à la protection des poules pondeuses. Journal officiel n°L 203 du 03/08/1999 p. 0053-0057 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:31999L0074>

Cette directive établit des normes minimales relatives à la protection des poules pondeuses. Elle ne s'applique pas aux établissements de moins de 350 poules pondeuses ni aux élevages de poules pondeuses reproductrices. Par exemple, elle comporte des exigences sur le nombre de poules par nid (soit 7), des perchoirs appropriés, des mangeoires de taille dimensionnée... Par ailleurs, l'élevage en cage aménagée ou non aménagée doit aussi répondre à certaines exigences telles que la surface minimale des cages, A ce propos, plusieurs Etats membres dont la France avaient reçu en juin 2012, un avis motivé de la Commission européenne pour non application de la directive interdisant l'élevage de poules en batterie, IP/12/629 du 21 juin 2012.

¹⁰⁰ Union Européenne, 2005. Règlement (CE) n°1/2005 du Conseil du 22 décembre 2004 relatif à la protection des animaux pendant le transport et les opérations annexes et modifiant les directives 64/432/CEE et 93/119/CE et le règlement (CE) n°1255/97. Journal officiel n°L 3 du 05/01/2005 p. 0001-0044 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32005R0001>

¹⁰¹ Union Européenne, 2009. Règlement (CE) n°1099/2009 du Conseil du 24 septembre 2009 sur la protection des animaux au moment de leur mise à mort (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Journal officiel n°L 303 du 18/11/2009 p. 0001-0030 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32009R1099>

¹⁰²Règlement modifié, JO L 174 du 2.7.1997, p. 1-6

règlement (CE) n°1/2005 du Conseil du 22 décembre 2004 sur la protection des animaux pendant le transport et les opérations annexes.

Les conditions de parage, de garde et de transit sont également organisées à l'article R.214-17 du code rural, selon lequel « Il est interdit à toute personne qui, à quelque fin que ce soit, élève, garde ou détient des animaux domestiques ou des animaux sauvages apprivoisés ou tenus en captivité :

1° De priver ces animaux de la nourriture ou de l'abreuvement nécessaires à la satisfaction des besoins physiologiques propres à leur espèce et à leur degré de développement, d'adaptation ou de domestication ;

2° De les laisser sans soins en cas de maladie ou de blessure ;

3° De les placer et de les maintenir dans un habitat ou un environnement susceptible d'être, en raison de son exigüité, de sa situation inappropriée aux conditions climatiques supportables par l'espèce considérée ou de l'inadaptation des matériels, installations ou agencements utilisés, une cause de souffrances, de blessures ou d'accidents ;

4° D'utiliser, sauf en cas de nécessité absolue, des dispositifs d'attache ou de contention ainsi que de clôtures, des cages ou plus généralement tout mode de détention inadaptés à l'espèce considérée ou de nature à provoquer des blessures ou des souffrances.

Les normes et spécifications techniques permettant de mettre en œuvre les interdictions prévues par les dispositions du présent article sont précisées par arrêté du ministre chargé de l'agriculture et, lorsqu'il comporte des dispositions spécifiques à l'Outre-mer, du ministre chargé de l'Outre-mer.

Si, du fait de mauvais traitements ou d'absence de soins, des animaux domestiques ou des animaux sauvages apprivoisés ou tenus en captivité sont trouvés gravement malades ou blessés ou en état de misère physiologique, le préfet prend les mesures nécessaires pour que la souffrance des animaux soit réduite au minimum ; il peut ordonner l'abattage ou la mise à mort éventuellement sur place. Les frais entraînés par la mise en œuvre de ces mesures sont à la charge du propriétaire ».

Outre ces dispositions générales, des dispositions juridiques spécifiques à certaines catégories d'animaux d'élevage sont prévues. C'est le cas pour les espèces bovines, ovine, caprine et des équidés. Pour ces dernières, il est interdit de les garder en plein air : « 1° Lorsqu'il n'existe pas de dispositifs et d'installations destinés à éviter les souffrances qui pourraient résulter des variations climatiques ;

2° Lorsque l'absence de clôtures, d'obstacles naturels ou de dispositifs d'attache ou de contention en nombre suffisant est de nature à leur faire courir un risque d'accident » (art. R.214-18 du code rural).

Une exception est toutefois prévue par ce même article pour les animaux gardés, élevés ou engraisés dans les parages d'altitude. Ils ne sont concernés par ces dispositions qu'en dehors des périodes normales d'estivage.

Les définitions juridiques clés liées au transport des animaux vivants (article R.214-49 du code rural).

1°Transport : tout déplacement d'animaux effectué par un moyen de transport et comprenant chargement et déchargement des animaux ;

2°Lieu de départ : lieu où les animaux sont chargés pour la première fois dans un moyen de transport, ainsi que tout lieu où les animaux ont été nourris et abreuvés et ont profité d'une période de repos d'au moins vingt-quatre heures, à l'exception de tout point d'arrêt ou de transfert. Est également considéré comme lieu de départ tout centre de rassemblement agréé, à la condition que, s'il est distant de plus de cinquante kilomètres du premier lieu de chargement, les animaux y aient profité d'une période de repos suffisante et y aient été, au besoin, nourris et abreuvés ;

3°Lieu de destination : endroit où les animaux sont déchargés pour la dernière fois à l'exclusion de tout point d'arrêt ou de transfert ;

4°Voyage : tout déplacement d'animaux du lieu de départ au lieu de destination ;

5°Point d'arrêt : lieu où le voyage est interrompu pour abreuver, nourrir et faire reposer les animaux pendant au moins vingt-quatre heures ;

6°Période de repos : période continue au cours du voyage, pendant laquelle les animaux ne sont pas déplacés grâce à un moyen de transport ;

7°Transporteur : toute personne physique ou morale procédant à un transport d'animaux vivants soit pour son propre compte, soit pour le compte d'un tiers, soit par la mise à disposition d'un tiers d'un moyen de transport destiné au transport d'animaux. Ces transports doivent avoir un caractère commercial et être effectués dans un but lucratif ».

Les conditions de transport sont organisées en particulier par l'article R.214-52 du code rural : En effet, «il est interdit à tout transporteur ainsi qu'à tout propriétaire, expéditeur, commissionnaire, mandataire, destinataire ou tout autre donneur d'ordre d'effectuer ou de faire effectuer un transport d'animaux vivants :

1°Si les animaux n'ont pas été préalablement identifiés et enregistrés, lorsque ces obligations sont prévues par décret ou par arrêté du ministre chargé de l'agriculture ou du ministre chargé de l'environnement, et selon les modalités propres à chaque espèce prévue par ces textes ;

2°Si les animaux sont malades ou blessés, ou sont inaptes au déplacement envisagé ou s'il s'agit de femelles sur le point de mettre bas, sauf dans le cas de transports à des fins sanitaires ou d'abattage d'urgence ;

3°Si les dispositions convenables n'ont pas été prises pour que soient assurés, en cours de transport, la nourriture, l'abreuvement et le repos des animaux, ainsi que, le cas échéant, les soins qui pourraient leur être nécessaires, et en particulier si l'itinéraire prévu n'a pas été porté sur l'un des documents mentionnés à l'article R.214-58 ;

4°Si les dispositions convenables touchant l'organisation du voyage n'ont pas été prises pour que, en cas de retard par rapport à l'itinéraire, l'alimentation, l'abreuvement, le repos et, le cas échéant, les premiers soins apportés aux animaux soient assurés dans le respect des fréquences légales ».

Des dispositions plus spécifiques encore s'appliquent aux animaux de production et visent les conditions de leur abattage à des fins principalement alimentaires.

B) L'abattage des animaux de production

L'abattage des animaux est organisé à l'échelle européenne par la Convention européenne sur la protection des animaux au moment de l'abattage¹⁰³. Cette convention s'applique à l'acheminement, à l'hébergement, à l'immobilisation, à l'étourdissement et à l'abattage proprement dit des animaux domestiques des espèces suivantes : solipèdes, ruminants, porcins, lapins et volailles. Le but de cette convention est d'uniformiser les méthodes visant à épargner, dans la mesure du possible, des souffrances et du stress aux animaux. Pour la réalisation de cet objectif, la convention impose aux États qui l'ont approuvée de respecter certaines règles

¹⁰³ Union Européenne, 1988. 88/306/CEE: Décision du Conseil du 16 mai 1988 concernant la conclusion de la convention européenne sur la protection des animaux d'abattage. *Journal officiel* n°L 137 du 02/06/1988 p. 0025-0026.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31988D0306>

relatives, notamment, à la livraison des animaux aux abattoirs, à l'hébergement de ceux-ci jusqu'à leur abattage (lieux d'hébergement et soins apportés aux animaux) ainsi qu'aux méthodes d'abattage, y compris en cas d'abattage rituel (obligation d'immobilisation et d'étourdissement sauf exception). La conception, la construction et les aménagements des abattoirs ainsi que leur fonctionnement doit garantir le respect des règles fixées par la convention.

Un autre texte essentiel organise les conditions d'abattage des animaux. Il s'agit du [Règlement \(CE\) n°1099/2009 sur la protection des animaux au moment de leur mise à mort](#)¹⁰⁴ qui a pour objet d'épargner toute douleur, détresse ou souffrance évitable aux animaux lors de leur mise à mort. Ceci concerne notamment les méthodes d'immobilisation et d'étourdissement, lesquelles exigent des personnes possédant le niveau de compétence approprié afin de ne causer aux animaux des douleur, détresse ou souffrance évitables. Certaines opérations demandent des certificats individuels de compétence, par exemple : la manipulation des animaux et les soins qui leur sont donnés avant leur immobilisation ; l'immobilisation des animaux en vue de l'étourdissement ou de la mise à mort ; l'étourdissement des animaux et l'évaluation de l'efficacité de l'étourdissement ; l'accrochage, le hissage ou la saignée d'animaux vivants ou encore l'abattage selon des pratiques religieuses.

Cependant, il convient de rappeler que la protection des animaux au moment de leur abattage avait été prise en compte par la législation européenne dès 1974 (Falaise, 2012). Puis, les efforts se sont notamment centrés sur la réactualisation de la directive 93/119/CE du 22 décembre 1993 sur la protection des animaux au moment de leur abattage¹⁰⁵ qui a marqué un tournant dans le renforcement de la protection des animaux au moment de leur abattage. En effet, l'objectif était d'intégrer les avis émis par l'EFSA (autorité européenne de sécurité des aliments) relatifs aux systèmes d'étourdissement et de mise à mort de certains animaux (European Food Safety, 2004 ; 2006)). L'objet de ces avis concernait la disparition progressive de certains systèmes d'étourdissement tels que l'utilisation du dioxyde de carbone pour les porcins et les bains d'eau pour les volailles (Falaise, 2012).

Si les scandales autour des conditions d'abattage continuent aujourd'hui d'être mis à l'index par les associations de protection de l'environnement et notamment en France par l'association L.214¹⁰⁶, ils révèlent la continuité des atteintes aux réglementations existantes. Certes, ces atteintes peuvent donner lieu à des condamnations, comme ce fut le cas pour la Grèce qui a été condamnée par la Cour de Justice de l'Union européenne pour violation des règles en matière de transport et d'abattage des animaux¹⁰⁷. Cependant, c'était déjà pour répondre à ces nombreuses atteintes au bien-être animal que la Commission européenne avait élaboré une nouvelle proposition de réglementation, l'actuel règlement du 24 septembre 2009 précité. Certains auteurs avaient précisément mis en exergue le choix des autorités européennes de faire appel à un règlement européen pour intégrer les nouvelles dispositions en matière de protection du bien-être animal afin d'assurer une application directe, sans délai et uniforme à l'ensemble des Etats membres. Toutefois, ces mêmes auteurs ont également souligné les critiques auxquelles cette réglementation s'expose a fortiori si celle-ci s'impose au regard du nombre d'animaux mis à mort chaque année dans les abattoirs de l'Union européenne, à savoir 360 millions de porcins, d'ovins, de caprins et de bovins ainsi que plusieurs milliards de volailles (Falaise, 2012). En particulier, l'enjeu de cette législation est de garantir l'efficacité des méthodes d'étourdissement ce qui implique notamment une formation obligatoire pour le personnel des abattoirs. Or, les abattoirs de petite taille sont dispensés d'un responsable bien-être. La taille des abattoirs concernés par les récents scandales de maltraitance sur les animaux semble donner en partie raison à la littérature faisant état de cette lacune de la législation européenne (Falaise, 2012). Une autre critique avait été portée à l'encontre de cette législation. Il s'agit de l'exception prévue à l'obligation de prise en compte du bien-être animal pour l'ensemble des animaux conduits à l'abattoir. S'il a été salué le fait que l'ensemble des animaux conduits à l'abattoir puisse être concerné c'est-à-dire pas uniquement ceux destinés à la consommation mais également ceux abattus pour des raisons sanitaires, il a en revanche été

¹⁰⁴ Règlement modifié, JOUE L 303 du 18.11.2009, p. 1-30. V. également à ce sujet, le Rapport de la Commission au Parlement européen et au Conseil sur les systèmes d'immobilisation des bovins par renversement ou toute autre position non naturelle [\[COM\(2016\) 48 final\]](#) du 8.2.2016.

¹⁰⁵ Union Européenne, 1993. Directive 93/119/CE du Conseil, du 22 décembre 1993, sur la protection des animaux au moment de leur abattage ou de leur mise à mort. *Journal officiel* n°L.340 du 31/12/1993 p. 0021-0034 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A31993L0119>

¹⁰⁶ Par exemple, l'affaire de l'abattoir du Vigan.

¹⁰⁷ CJCE, 10 septembre 2009, Commission des communautés européennes contre République hellénique, aff. C-416/07.

critiqué l'hypothèse, où dans des cas exceptionnels tels que la santé humaine ou une pandémie à l'échelle animale, l'on puisse déroger au respect du bien-être animal dans l'utilisation des méthodes d'abattage. Plus précisément, le risque d'une « brèche à de nombreuses distorsions » créée par ces exceptions a été mentionné (Falaise, 2012).

La législation française organise l'encadrement juridique de l'abattage des animaux en distinguant les dispositions générales applicables à l'abattage et à la mise à mort des animaux (1) les dispositions plus spécifiques s'appliquent aux établissements d'abattage (2) mais également aux abattages rituels (3) et enfin ceux réalisés hors des établissements d'abattage (4)

1) Les dispositions générales

Elles sont « applicables à l'acheminement, à l'hébergement, à l'immobilisation, à l'étourdissement, à l'abattage et la mise à mort des animaux élevés ou détenus pour la production de viandes, de peaux, de fourrures ou d'autres produits et aux procédures de mise à mort des animaux en cas de lutte contre les maladies réglementées au sens de l'article D. 221-2 » mais non « 1° Aux expériences techniques ou scientifiques portant sur ces opérations qui sont effectuées sous le contrôle des services ; 2° Aux animaux mis à mort lors de manifestations culturelles ou sportives traditionnelles ; 3° Au gibier sauvage tué au cours d'une action de chasse » (art. R214-63 du code rural).

Les définitions juridiques clés liées à l'abattage (Article R.214-64 du code rural)

1° "Etablissements d'abattage" : les établissements ou installations non agréés mentionnés à l'article L.654-3 réalisant l'abattage de volailles et de lagomorphes et les abattoirs ;

2° "Abattoir" : tout établissement ou installation agréé par le Préfet, utilisé pour l'abattage ou, exceptionnellement, la mise à mort sans saignée des ongulés domestiques, des volailles, des lagomorphes et du gibier d'élevage, y compris les installations destinées au déchargement, à l'acheminement ou à l'hébergement des animaux ;

3° "Acheminement" : le fait de décharger ou de conduire un animal des quais de débarquement, des locaux de stabulation ou des parcs de l'établissement d'abattage jusqu'aux locaux ou emplacements d'abattage ;

4° "Immobilisation" : l'application à un animal de tout procédé conçu pour limiter ses mouvements en vue de faciliter un étourdissement ou une mise à mort efficace ;

5° "Etourdissement" : tout procédé qui, appliqué à un animal, le plonge immédiatement dans un état d'inconscience. Lorsque ce procédé permet un état d'inconscience réversible, la mise à mort de l'animal doit intervenir pendant l'inconscience de celui-ci ;

6° "Mise à mort" : tout procédé qui cause la mort d'un animal ;

7° "Abattage" : le fait de mettre à mort un animal par saignée.

L'idée phare associée à l'abattage est que « toutes les précautions doivent être prises en vue d'épargner aux animaux toute excitation, douleur ou souffrance évitables pendant les opérations de déchargement, d'acheminement, d'hébergement, d'immobilisation, d'étourdissement, d'abattage ou de mise à mort » (Art. R.214-65 du code rural).

Cette règle est déclinée dans les établissements d'abattage mais également dans le cas spécifique des abattages rituels et enfin dans les abattages réalisés en dehors des établissements d'abattage.

2) Dans les établissements d'abattage

Plusieurs dispositions visent à organiser la conception des locaux, installations et équipements des établissements d'élevage. Ces derniers « doivent être conçus, construits, entretenus et utilisés de manière à épargner aux animaux toute excitation, douleur ou souffrance évitables » (Article R.214-67 du code rural).

Outre les conditions techniques, c'est la formation du personnel en matière de protection animale qui constitue une garantie contre les souffrances animales. A cet effet, « Il est interdit à tout responsable d'établissements d'abattage d'effectuer ou de faire effectuer l'abattage ou la mise à mort d'un animal si les dispositions convenables n'ont pas été prises afin de confier les opérations de déchargement, d'acheminement, d'hébergement, d'immobilisation, d'étourdissement, d'abattage ou de mise à mort des animaux à un personnel disposant d'une formation en matière de protection animale ou encadré par une personne ayant cette compétence » (Article R.214-68 du code rural).

Enfin, des mesures particulières sont prises pour accompagner l'acte d'abattage. Ainsi, selon l'article R.214-69- I du code rural- « L'immobilisation des animaux est obligatoire préalablement à leur étourdissement et à leur mise à mort.

La suspension des animaux est interdite avant leur étourdissement ou leur mise à mort ». De même, il est prévu que « La saignée doit commencer le plus tôt possible après l'étourdissement et en tout état de cause avant que l'animal ne reprenne conscience » (Article R.14-71 du code rural).

2) L'abattage rituel

L'abattage rituel peut se présenter comme une dérogation dans la mesure où il est prévu que l'étourdissement normalement obligatoire avant l'abattage ou la mise à mort peut ne pas être réalisé « Si cet étourdissement n'est pas compatible avec la pratique de l'abattage rituel » (Article R.214-70-1° du code rural). Toutefois, l'immobilisation par un procédé mécanique des animaux des espèces bovine, ovine et caprine est dans ce cas obligatoire. De plus, l'immobilisation doit être maintenue pendant la saignée (Article R.214-74 du code rural).

En revanche, « Il est interdit à toute personne de procéder ou de faire procéder à un abattage rituel en dehors d'un abattoir. La mise à disposition de locaux, terrains, installations, matériel ou équipement en vue de procéder à un abattage rituel en dehors d'un abattoir est interdite » (Article R.214-73 du code rural).

Une compétence est également requise pour ces abattages rituels dans la mesure où ils ne peuvent être effectués « que par des sacrificateurs habilités par les organismes religieux agréés, sur proposition du ministre de l'Intérieur, par le ministre chargé de l'Agriculture ». Néanmoins il est également prévu que « si aucun organisme religieux n'a été agréé, le Préfet du département dans lequel est situé l'abattoir utilisé pour l'abattage rituel peut accorder des autorisations individuelles sur demande motivée des intéressés (Article R.214-75 du code rural).

3) L'abattage en dehors des établissements d'abattage

Certains abattages sont réalisés en dehors des établissements prévus à cet effet mais il s'agit de situations particulières ou exceptionnelles. Il s'agit en tout premier lieu d'animaux réservés à la consommation de la famille. Selon l'article R.231-6 du code rural, « la mise à mort hors d'un abattoir est autorisée : 1° Dans le cadre des activités mentionnées à l'article L.654-3 et lors de l'abattage des animaux des espèces caprine, ovine, porcine ainsi que des volailles et des lagomorphes d'élevage, dès lors que cet abattage est réalisé par la personne qui les a élevés et que la totalité des animaux abattus est réservée à la consommation de sa famille ».

De même, l'abattage ou la mise à mort en dehors des établissements d'abattage est autorisés : « 1° En cas de lutte contre les maladies réglementées au sens de l'article D.221-2 ; 2° Pour les animaux élevés pour leur fourrure ; 3° Pour les poussins et embryons refusés dans les couvoirs (art. R.214-78 du code rural).

L'agriculture en général et l'agriculture intensive en particulier répond à un défi régulièrement rappelé, celui de nourrir la planète et donc à l'inverse, le risque que tout processus d'extensification n'y parvienne pas (van Grinsven *et al.*, 2015). Néanmoins, il apparaît logique de considérer également l'extensification comme une approche alternative à l'élevage intensif et qui contribue à l'affichage d'une agriculture européenne de qualité. Il est à souligner que l'approche juridique dans ce cas diffère ; d'une limitation juridiquement contraignante des

effets de l'intensification de l'élevage, nous passons à une promotion incitative et juridiquement souple à l'extensification de l'élevage.

5.4.2 Les approches alternatives articulées autour de la promotion de l'élevage extensif ?

Cette seconde partie s'avère plus complexe à développer dans la mesure où le lien explicite ou non entre l'élevage extensif et la protection de l'environnement renvoie à une réalité plus complexe. Plusieurs enjeux s'y entrecroisent. Comme nous l'avons préalablement spécifié l'élevage extensif, bien que mentionné dans les textes juridiques, n'est pas défini et ne se caractérise pas autrement que par une faible densité de chargement d'effectifs d'animaux à l'hectare. En d'autres termes, le bénéfice environnemental de l'élevage extensif s'avère évalué en creux à l'aune de la pression environnementale générée par un élevage intensif. De cette « évaluation », il en ressort une image environnementale positive. Il n'en demeure pas moins que l'élevage considéré comme extensif n'est pas exempt que toute atteinte à l'environnement nuanciant la vision manichéenne entre élevage intensif polluant et élevage extensif protecteur de l'environnement.

Ces « autres formes d'élevage » peuvent être articulées d'une part, autour d'un ensemble de dispositions ouvert à l'extensification à laquelle des vertus environnementales sont associées (chapitre 1). D'autre part, ces « autres formes d'élevage » sont animées par la logique de la performance environnementale, laquelle est elle-même fondée sur l'existence de services écosystémiques comme nouveau paradigme de production agricole (chapitre 2).

CHAPITRE 1 : Les mesures en faveur de l'extensification de l'élevage

Les mesures en faveur de l'extensification de l'élevage ne renvoient pas à une forme unique d'élevage. Elles présentent néanmoins de façon explicite ou non une volonté de réduire la densité de chargement d'effectifs d'animaux à l'hectare et s'inscrivent par là même comme favorables à la protection de l'environnement. Cependant, les outils comme la vigueur du lien entre l'extensification et la protection de l'environnement diffèrent également. En effet, ces mesures regroupent à la fois une atténuation du mode d'élevage intensif comme plus largement un autre mode d'élevage tel que celui de l'agriculture biologique où est développé le système de polyculture-élevage (section 1). Ces mesures visent également à préserver un territoire où le maintien de l'élevage est souhaité (section 2).

SECTION 1 : De l'atténuation de l'élevage intensif au système de polyculture-élevage

Les mesures encourageant une extensification de l'élevage ont été imprégnées par la logique de « verdissement de la PAC » (Blumann, 2004 ; 2014), laquelle englobe plus largement l'ensemble des enjeux environnementaux. Toutefois, ces mesures encourageant une extensification de l'élevage sont d'intensité différente quant au lien existant entre l'extensification et la préservation de l'environnement. En effet, différentes formes d'aides issues de la Politique agricole commune visent spécifiquement à encourager l'extensification de l'élevage (paragraphe 1). D'autres mesures sont destinées à aider et à valoriser des systèmes où l'extensification constitue l'une des caractéristiques seulement du système d'élevage : les systèmes de polyculture-élevage (paragraphe 2).

Paragraphe 1- Les différentes formes d'aide à l'extensification des élevages

Avant de développer les différentes formes d'aide liées à l'extensification de l'élevage, il convient de rappeler que les encouragements de la politique agricole commune à l'égard de l'extensification n'ont pas toujours été liés à la protection de l'environnement, dans le cadre du premier pilier, même si indirectement des effets environnementaux positifs ont pu être relevés (1°). Dans le cadre du second pilier de la PAC, plusieurs dispositifs d'aides visent clairement l'extensification comme un mode de préservation de l'environnement et assortissent l'engagement de conditions environnementales (2°).

1° L'extensification de l'élevage vue par le premier pilier de la PAC

En septembre 2007, la Commission européenne avait chargé deux cabinets d'études de réaliser une évaluation du paiement à l'extensification (Ernst Young and International and Institut de l'Elevage, 2007). Dans leur présentation du paiement à l'extensification à évaluer, les auteurs mentionnent ce qui constitue l'une des aides directes de l'Organisation Commune de Marché de la viande bovine. Cette aide a été établie par le règlement (CE) n°2066/92 du Conseil du 30 Juin 1992¹⁰⁸ où elle visait à « encourager la production extensive ». En 1996¹⁰⁹, elle a également pour objet de maîtriser la production. C'est seulement en 2003 que cette aide bénéficie d'un objectif environnemental¹¹⁰. L'objectif environnemental s'est notamment imposé via la conditionnalité des aides qui par ce règlement européen de 2003 conditionne les aides accordées au titre du premier pilier à des exigences environnementales (conditionnalité ensuite également étendue au second pilier). Dans le cadre des élevages extensifs (et mixtes), il a pu être indiqué que « la conditionnalité devrait jouer un rôle de maintien des fonctions positives (environnement et bien-être animal) associées à ces systèmes » (Poux and Romain, 2006).

L'objectif de cette aide, aujourd'hui disparue au profit du régime à paiement unique, consistait à octroyer aux bénéficiaires de la prime spéciale aux bovins mâles et/ou à ceux de la prime au maintien du troupeau de vaches allaitantes un montant additionnel par prime octroyée sous réserve que le niveau de chargement constaté sur leur exploitation au cours de l'année civile soit inférieur à un certain seuil. Ce seuil se rattache à un indicateur de chargement, dit « facteur de densité », calculé en Unité de gros bétail (UGB) par hectare.

Les résultats de cette étude portent sur les effets du paiement à l'extensification sur l'extensification ainsi que sur l'environnement, le bien-être et la santé animale. Concernant l'environnement, les auteurs ont relevé que durant la période 1994-2005, les exploitations bénéficiaires étaient principalement des exploitations herbagères. Plus encore, ils soulignent, ce qui reste d'actualité, que le maintien de l'usage de la prairie à l'aide du paiement à l'extensification a permis « le maintien de pratiques favorables présentant, notamment pour la qualité de l'eau, l'érosion, et la biodiversité, des risques faibles et inférieurs à ceux des autres formes d'élevage. Il a aidé à la conservation des paysages ». Cette comparaison avec d'autres formes d'élevage a également été réalisée s'agissant des effets de cette mesure sur le bien-être animal où l'absence de faim prolongée, la facilité de mouvement et les risques de risques sanitaires moins élevés ont aussi été relevés. Cette comparaison favorable aux élevages extensifs vise bien à inscrire la finalité environnementale de cette mesure comme une atténuation des effets néfastes de l'élevage intensif.

Dans le cadre de la nouvelle PAC, le droit au paiement unique s'est vu remplacé par un droit au paiement de base et un paiement vert. Au sein de ce dernier, est notamment prévu le maintien d'un ratio de prairies permanentes par rapport à la surface utile de la région, lequel est notamment favorable au maintien de l'élevage extensif.

Dans le cadre du second pilier de la PAC, des mesures visent également l'extensification de l'élevage.

2°) L'extensification de l'élevage vue par le second pilier de la PAC

¹⁰⁸ Union Européenne, 1992. Règlement (CEE) n°2066/92 du Conseil du 30 juin 1992 modifiant le règlement (CEE) n° 805/68, portant organisation commune des marchés dans le secteur de la viande bovine et abrogeant le règlement (CEE) n°468/87 établissant les règles générales du régime de prime spéciale en faveur des producteurs de viande bovine ainsi que le règlement (CEE) n°1357/80 instaurant un régime de prime au maintien du troupeau de vaches allaitantes. *Journal officiel* n°L.215 du 30/07/1992 p. 0049-0056.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474273738242&uri=CELEX:31992R2066>

¹⁰⁹ Union Européenne, 1996. Règlement (CE) n°2222/96 du Conseil du 18 novembre 1996 modifiant le règlement (CEE) n°805/68 portant organisation commune des marchés dans le secteur de la viande bovine. *Journal officiel* n°L.296 du 21/11/1996 p. 0050-0054.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474273870578&uri=CELEX:31996R2222>

¹¹⁰ Union Européenne, 2003. Règlement (CE) n°1782/2003 du Conseil du 29 septembre 2003 établissant des règles communes pour les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune et établissant certains régimes de soutien en faveur des agriculteurs et modifiant les règlements (CEE) n°2019/93, (CE) n°1452/2001, (CE) n°1453/2001, (CE) n°1454/2001, (CE) n°1868/94, (CE) n°1251/1999, (CE) n°1254/1999, (CE) n°1673/2000, (CEE) n°2358/71 et (CE) n°2529/2001. *Journal officiel* n°L.270 du 21/10/2003 p000 1.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2003R1782:20080101:FR:PDF>

L'établissement d'un lien entre l'extensification de l'élevage et la protection de l'environnement a pu s'établir de façon ciblée comme plus élargie.

Dans le cadre du règlement européen n°74/2009 du Conseil du 19 janvier 2009 portant modification du règlement (CE) n° 1698/2005 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader)¹¹¹, c'est un lien explicite entre l'élevage extensif et le changement climatique qui a été établi. Un nouvel article 16 bis al. 1 a été introduit par ce règlement dans celui de 2005 selon lequel « à compter du premier janvier 2010, les Etats membres prévoient dans leurs programmes de développement rural, en fonction de leurs besoins spécifiques, des types d'opérations axées sur les priorités décrites dans les orientations stratégiques de la Communauté et précisées dans les plans stratégiques nationaux. Celles-ci sont mentionnées à l'annexe II du même règlement ». Dans le cadre de cette annexe II intitulée, « Liste indicative des types d'opérations et des effets potentiels liés aux priorités visées à l'article 16 bis » : est inscrite pour répondre à la priorité : adaptation aux changements climatiques et atténuation de ceux-ci, l'« Extensification de l'élevage (par exemple, réduction du facteur de densité, extension du pacage) ». Cette opération serait menée sur le fondement de l'article 39 : paiements agroenvironnementaux et pour laquelle les effets potentiels mentionnés seraient « Réduction des émissions d'oxyde nitreux (N₂O), piégeage du carbone ».

Ce règlement aujourd'hui abrogé avait pour finalité de préparer la nouvelle réforme de la PAC à l'issue du bilan de la santé de la PAC réalisé en 2007. Aujourd'hui, le lien entre la protection de l'environnement et l'extensification de l'élevage apparaît de façon plus élargie et mieux encadré. Le règlement délégué (UE) n°807/2014 de la Commission du 11 mars 2014 complétant le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et introduisant des dispositions transitoires¹¹² indique dans son 7^{ème} considérant que « les conditions applicables aux engagements de procéder à une extensification de l'élevage, d'élever des races locales menacées d'abandon, de préserver des ressources génétiques végétales menacées par l'érosion doivent garantir que les engagements sont définis en accord avec les priorités de l'Union en matière de développement rural, et en particulier la nécessité d'assurer la protection du paysage et de ses caractéristiques, des ressources naturelles, notamment de l'eau, des sols et de la diversité génétique ». L'article 7-1 de ce même règlement précise à ce titre que « les engagements au titre de la mesure agroenvironnementale et climatique visée à l'article 28 du règlement (UE) n°1305/2013 de procéder à l'extensification de l'élevage remplissent au minimum les conditions suivantes : a) toutes les superficies pâturées de l'exploitation sont gérées et entretenues pour éviter le surpâturage et le sous-pâturage ; b) la densité du cheptel est définie en tenant compte de tous les animaux pâturant sur l'exploitation ou, dans le cas d'un engagement visant à réduire le lessivage d'éléments fertilisants, de tous les animaux gardés sur l'exploitation qui sont à prendre en considération pour l'engagement concerné ».

L'extensification de l'élevage peut également être perçue comme une composante d'un système d'exploitation plus globale, c'est le cas des systèmes de polyculture-élevage.

Paragraphe 2 : Aides et valorisation des systèmes polyculture-élevage

Dans ces systèmes, l'extensification de l'élevage s'inscrit comme étant une technique de production et comme étant l'une des caractéristiques seulement des élevages visés. En effet, outre, la question de la densité animale à l'hectare, est aussi considérée l'origine de l'alimentation animale. Ces systèmes d'élevage bénéficient en particulier d'aides au titre des mesures agro-environnementales (1°) mais également de valorisation à l'aide de labellisations (2°).

¹¹¹ Union Européenne, 2009. Règlement (CE) n°74/2009 du Conseil du 19 janvier 2009 portant modification du règlement (CE) n°1698/2005 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader). *Journal officiel* n°L.30 du 31/01/2009 p. 0100-0111.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474284820660&uri=CELEX:32009R0074>

¹¹² Union Européenne, 2014. Règlement délégué (UE) n°807/2014 de la Commission du 11 mars 2014 complétant le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et introduisant des dispositions transitoires. *Journal officiel* n°L.227 du 31/07/2014 p. 0001-0017.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX%3A32014R0807>

1°) Les mesures agroenvironnementales favorables aux systèmes polyculture-élevage

Plusieurs mesures agro-environnementales et climatiques du second pilier de la PAC tendent à soutenir des systèmes polyculture-élevage¹¹³. Elles rentrent parmi les Mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) « systèmes » où les cahiers des charges visent l'exploitation dans son ensemble et moins les seules parcelles sur lesquelles il existe un enjeu environnemental. Il s'agit en particulier de la MAEC système polyculture élevage « herbivores ». L'objet de cette mesure est de faire évoluer les interactions entre l'animal et le végétal, y compris à travers une meilleure autonomie alimentaire. Des conditions sont à remplir telles que le nombre minimal d'herbivores et la part minimale d'herbe dans la surface agricole utile.

Une autre MAEC polyculture élevage consacrée cette fois-ci aux monogastriques est également envisagée. Cette dernière impose notamment la fabrication d'aliments à la ferme ou la présence d'un contrat achat-revente de céréales.

L'aide aux systèmes fourragers polyculture-élevage économes en intrants (SFEI), laquelle vise la gestion extensive des prairies et la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires afin de préserver la qualité de l'eau et l'amélioration des paysages ainsi que la Prime herbagère n'existent plus parmi les mesures agro-environnementales de la nouvelle PAC.

Les aides à la conversion ou au maintien de l'agriculture biologique ont pour objectif d'encourager ce mode de production et de le maintenir une fois la conversion faite qui s'étale sur deux à 3 ans. Les aides à l'hectare ont été valorisées dans la nouvelle PAC. En effet, les règlements européens encadrent l'agriculture biologique depuis 2007. Le règlement de base reste celui n°834/2007 modifié du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage et abrogeant le règlement (CEE) n°2092/91¹¹⁴. L'agriculture biologique y est définie comme « la production biologique (qui) est un système global de gestion agricole et de production alimentaire qui allie les meilleures pratiques environnementales, un haut degré de biodiversité, la préservation des ressources naturelles, l'application de normes élevées en matière de bien-être animal et une méthode de production respectant la préférence de certains consommateurs à l'égard de produits obtenus grâce à des substances et des procédés naturels » (considérant n°1).

S'agissant de l'élevage biologique, plusieurs principes régissent l'agriculture biologique. Le principe est son lien avec le sol et ce, qu'il s'agisse « de la nourriture des animaux ou de l'épandage de leurs effluents. Le principe est l'interdiction de la production hors-sol, définie comme celle où l'éleveur n'exploite pas de terres agricoles et/ou ne dispose pas de contrats d'épandage avec d'autres exploitants en agriculture biologique. En ce qui concerne l'alimentation animale, elle doit provenir pour plus de la moitié de l'exploitation elle-même ou d'autres exploitations biologiques de la même région. Il est donc possible pour l'éleveur d'acheter des aliments sous réserve qu'ils soient certifiés biologiques (...). Le lien au sol est également assuré par l'emploi des effluents d'élevage comme engrais pour les cultures. Toutefois l'épandage des effluents d'élevage est réglementé afin de ne pas constituer une source de pollution, comme pour les productions conventionnelles. Ainsi, la quantité totale d'effluents épandus ne doit pas dépasser 170 kg d'azote par hectare et par an et la densité des animaux doit être déterminée en fonction de cette limite » (Hermon and Doussan, 2012). Le second principe de l'agriculture biologique qui l'inscrit clairement dans un système de polyculture-élevage est la limitation de « l'utilisation d'intrants non produits par l'exploitation elle-même » (Hermon and Doussan, 2012). Les auteurs ajoutent que par intrants, sont concernés « les engrais et les amendements du sol, les produits phytopharmaceutiques et les médicaments vétérinaires, mais aussi les matières premières non biologique d'origine végétale, animale ou minérale et les additifs pour les aliments des animaux (...) ainsi que l'utilisation des produits de nettoyage et de

¹¹³ Sur ce point, cf. les fiches MAEC du ministère de l'Agriculture : <http://agriculture.gouv.fr/maec-les-nouvelles-mesures-agro-environnementales-et-climatiques-de-la-pac-2015>

¹¹⁴ Union Européenne, 2007. Règlement (CE) n°834/2007 du Conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n°2092/91. *Journal officiel* n°L 189 du 20/07/2007, p. 0001-0023 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32007R0834>

désinfection des bâtiments et installations ». Plus encore, en ce sens, la FNAB souligne que « l'efficacité économique de l'élevage reposera très fortement sur ses possibilités d'autonomie alimentaire »¹¹⁵.

En dehors des aides, les processus de labellisation contribuent à valoriser ces systèmes d'exploitation ; l'extensification y est considérée comme un mode de production à valoriser auprès des consommateurs.

2°) Les processus de labellisation pour valoriser les systèmes de polyculture-élevage

Le plus connu de ces processus est sans aucun la labellisation de l'agriculture biologique. Il s'agit ici de valoriser un mode de production à visée environnementale. Comme le soulignent les auteurs C. Hermon et I. Doussan (Hermon and Doussan, 2012) « dans les politiques nationale et communautaire ainsi que dans les textes juridiques, l'agriculture biologique n'est pas un mode de production favorable à l'environnement comme un autre, dont la promotion s'arrêterait aux pratiques agricoles elles-mêmes, sans considération des produits qui en sont issus » (Hermon and Doussan, 2012). Il en résulte une réglementation de la certification des produits.

Plusieurs objectifs guident la valorisation des produits, lesquels sont ceux de la politique conduite dans le domaine de la qualité et de l'origine des produits agricoles. Le premier de ces objectifs est la promotion de « la diversité des produits et l'identification de leurs caractéristiques, ainsi que leur mode de production ou leur origine, pour renforcer l'information des consommateurs et satisfaire leurs attentes » (art. L.640-1 du code rural). Dans la mesure où le mode de production constitue un des éléments destinés à informer et satisfaire la demande des consommateurs, ne sera ici mise en exergue que la spécificité des méthodes d'élevage au cœur de la labellisation¹¹⁶.

Le droit opère donc une distinction entre les modes de valorisation (art. L.640-2 du code rural). Il distingue la catégorie des signes d'identification de la qualité et de l'origine. Au sein de cette catégorie figure à la fois le label rouge attestant de la qualité supérieure (art.L.641-1 et S.C. rur.), les appellations d'origine (art. L.641-5 et s. C. rur.) et les indications géographiques (art. L.641-11 et s. C. rur.) mais également la mention « Agriculture biologique » attestant de la qualité environnementale et du respect du bien-être animal (L.641-13 du C. rur. et s.). Une autre catégorie plus large renvoie aux « mentions valorisantes » (L.641-14 et s. C. rur.) au sein de laquelle figurent la mention « montagne », le qualificatif « produit de la ferme », « produits pays » ou encore « issus d'une exploitation de haute valeur environnementale » (...). Enfin, une dernière catégorie vise la démarche de certification de conformité des produits (art. L.641-20 et s. c. rur.).

L'ensemble de ces valorisations ne vise pas toutes à mettre en exergue des formes plus ou moins abouties de systèmes de polyculture-élevage. Néanmoins, au-delà du mode de production favorable à la protection de l'environnement, spécifique à l'agriculture biologique, d'autres formes de valorisation peuvent attester de l'existence de modes de production développant certaines caractéristiques de la polyculture-élevage. Il peut s'agir des élevages en plein air (Encart 1) qui limite la densité animale par hectare. Il peut s'agir aussi de modes de production soucieux de la santé humaine (Encart 2) impliquant une attention toute particulière à l'alimentation animale.

¹¹⁵ <http://www.fnab.org/index.php/nos-actions/reglementation/13-la-reglementation-de-la-bio-bref-resume>

¹¹⁶ Cf le chapitre Droit et Consommation.

Les modes de valorisation sont attachés à des modes de production : l'exemple de la volaille

Pour les volailles ne bénéficiant pas d'un mode de valorisation au sens de l'article L.640-2, la référence aux modes d'élevage concernant l'alimentation ne peut être utilisée, dans le respect de la réglementation de l'Union européenne en vigueur, que dans des conditions fixées par décret portant notamment sur les modalités de contrôle régulier (art. L.644-14 du code rural).

La référence au mode d'élevage " élevé à l'intérieur, système extensif " et " sortant à l'extérieur ", ainsi qu'à l'âge d'abattage, ne peut être utilisée que sur les volailles bénéficiant d'un label rouge, d'une appellation d'origine, du signe " agriculture biologique " ou de la démarche de certification des produits.

Les mentions " fermier-élevé en plein air " ou " fermier-élevé en liberté " ne peuvent être utilisées que sur les volailles bénéficiant d'un label rouge, d'une appellation d'origine ou du signe " agriculture biologique ".

Toutefois, ces dispositions ne s'appliquent pas aux productions à petite échelle destinées à la vente directe ou locale mentionnées à l'article L.654-3 du code rural et de la pêche maritime.

L'alimentation animale et la nutrition humaine : la filière « Bleu Blanc Cœur »

En France, les produits Bleu Blanc Cœur (BBC) garantissent une teneur élevée en Oméga 3 (en général très déficiente dans l'alimentation des pays occidentaux) par ajout de graines de lin extrudé. Est alors mis en avant la valeur santé des produits animaux portant ce label (*Magrini and Duru, 2014*). Pour les ruminants, le niveau de cet ajout dépend de la ration de base : il est élevé lorsque la ration est basée sur le maïs et faible ou nul pour une ration basée sur l'herbe. La filière BBC participe à la fois au soutien de la forme d'agriculture basée sur l'efficience, mais parfois aussi sur celle basée sur la diversification/biodiversité lorsque les éleveurs s'appuient sur le fait que renforcer la place de l'herbe permet de bénéficier d'un prix du lait supérieur sans ajouter beaucoup de lin à la ration (*Magrini and Duru, 2015*).

Les mesures en faveur de l'extensification de l'élevage visent également à préserver un territoire où le maintien de l'élevage est souhaité.

SECTION 2 : L'élevage, la mise en valeur et la protection de l'espace rural

L'élevage et plus spécifiquement le pastoralisme sont considérés comme un moyen de protéger et mettre en valeur l'espace rural ; cette mise en valeur doit s'entendre sous l'angle à la fois économique, social et environnemental. Ce mode d'élevage, par essence extensif, s'avère toutefois principalement destiné à maintenir l'activité d'élevage dans des zones défavorisées, telles que les zones de montagne. L'objectif des aides mobilisées en ce sens est explicite (Paragraphe 1). La vocation environnementale du pastoralisme est également clairement mentionnée aux côtés de celles socio-économiques. Cependant, la mise en valeur pastorale de l'espace rural implique également des relations conflictuelles avec d'autres intérêts environnementaux (paragraphe 2).

Paragraphe 1 : Le pastoralisme au secours de zones défavorisées

Le rôle de l'élevage dans l'aménagement et le développement des territoires est clairement mentionné par l'article 111-1 du code rural. Ce même rôle est attribué au pastoralisme généralement défini¹¹⁷ comme un « mode d'élevage extensif pratiqué par des peuples nomades et fondé sur l'exploitation de la végétation naturelle, qu'on rencontre principalement dans les zones steppiques semi-arides »¹¹⁸. L'article L.113-2 du code rural définit l'espace pastoral et indirectement le mode d'élevage : « l'espace pastoral est constitué par les

¹¹⁷ Il est utile de souligner que parmi les conditions nécessaires pour parvenir à la réalisation des objectifs de la politique d'aménagement rural, la loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt, JO du 14 octobre 2014, a pris soin d'ajouter à ces conditions le 3°bis de l'article L. 111-2 du code rural : « 3°bis Maintenir et développer les secteurs de l'élevage et du pastoralisme en raison de leur contribution essentielle à l'aménagement et au développement des territoires ».

¹¹⁸ Dictionnaire Larousse

pâturages d'utilisation extensive et saisonnière Selon l'article L.111-2-3°bis du code rural, « La réalisation des objectifs de la politique d'aménagement rural nécessite le respect de plusieurs conditions au titre desquelles figurent « Maintenir et développer les secteurs de l'élevage et du pastoralisme en raison de leur contribution essentielle à l'aménagement et au développement des territoires ».

Cette contribution du pastoralisme vise à inscrire cette activité dans une perspective socio-économique : celle de maintenir une activité d'élevage au sein de zones défavorisées. Selon l'article L.113-1 du code rural, « Par leur contribution à la production, à l'emploi, à l'entretien des sols, à la protection des paysages, à la gestion et au développement de la biodiversité, l'agriculture, le pastoralisme et la forêt de montagne sont reconnus d'intérêt général comme activités de base de la vie montagnarde et comme gestionnaires centraux de l'espace montagnard ». La dimension environnementale sur laquelle nous reviendrons est mentionnée, mais en vertu de ce même article, il en résulte que la reconnaissance de ces rôles fondamentaux implique plusieurs actions favorables à l'élevage tels que la mise en œuvre « d'une politique agricole différenciée favorisant l'élevage et l'économie laitière dans les secteurs qui n'ont pas la possibilité de productions alternatives » ou encore de façon plus transversale la promotion de « productions de qualité et faire prendre en compte leurs spécificités dans le cadre de l'organisation et de la gestion des marchés agricoles et forestiers, notamment dans le cadre des organisations interprofessionnelles reconnues » (art. L.113-1 du code rural). En effet, plusieurs formes de labellisation associées à un objectif territorialisé peuvent répondre à cette attente.

Encart 3- Labellisation associée à un objectif territorialisé applicables à l'élevage et aux produits d'animaux : l'exemple des produits de montagne

Selon l'article R.641-32 du code rural « Pour l'application aux produits originaires de France de la procédure d'autorisation prévue à l'article L.641-14, l'aire géographique de toutes les opérations de production, d'élevage, d'engraissement, d'abattage et de préparation, de fabrication, d'affinage et de conditionnement des denrées alimentaires autres que les vins, et des produits agricoles non alimentaires et non transformés utilisant la dénomination " montagne ", de même que la provenance des matières premières entrant dans l'alimentation des animaux ou dans la fabrication de ces denrées et produits, doit être située dans une zone de montagne en France répondant aux critères définis aux articles 3 et 4 de la loi n°85-30 du 9 janvier 1985 relative au développement et à la protection de la montagne ».

Plusieurs exceptions sont toutefois prévues par l'article R.641-33 du code rural :

- 1°L'obligation de provenance d'une zone de montagne ne s'applique pas aux matières premières qui, pour des raisons naturelles, ne sont pas produites dans une zone de montagne ;
- 2°Les zones de montagne d'où proviennent les matières premières peuvent être situées hors de France ;
- 3°L'obligation de provenance d'une zone de montagne ne s'applique pas aux aliments complémentaires ainsi qu'aux céréales, aux oléo-protéagineux, à la betterave et à la luzerne ainsi qu'à leurs dérivés utilisés pour l'alimentation des animaux dont sont issues les denrées alimentaires utilisant la dénomination " montagne ", lorsque les conditions techniques l'imposent et lorsque ces matières premières ne peuvent être produites en quantité suffisante. Toutefois, la principale source d'alimentation des ruminants est constituée de matières premières en provenance d'une zone de montagne, dans des conditions précisées conformément à l'article R.641-44 ;
- 4°L'obligation de provenance d'une zone de montagne ne s'applique pas aux matières premières utilisées pour l'alimentation des animaux lorsqu'elles n'ont pu être produites en quantité suffisante dans la zone d'approvisionnement habituelle en raison d'un phénomène présentant le caractère de calamité agricole, constaté par arrêté du ministre chargé de l'agriculture en application de l'article L.361-3 ;
- 5°Lorsque les conditions techniques l'imposent, les lieux d'abattage des animaux peuvent ne pas être situés dans une zone de montagne ;
- 6°Lorsque les conditions techniques l'imposent, les lieux de conditionnement des denrées alimentaires ou des produits agricoles peuvent ne pas être situés dans une zone de montagne.

La vocation sociale du pastoralisme est rappelée dans l'article L.113-2 du code rural selon lequel « dans les régions où la création ou le maintien d'activités agricoles à prédominance pastorale est, en raison de la vocation générale du territoire, de nature à contribuer à la protection du milieu naturel, des sols et des paysages ainsi qu'à la sauvegarde de la vie sociale, des dispositions adaptées aux conditions particulières de ces régions sont prises pour assurer ce maintien ».

Le maintien de l'espace pastoral est clairement dédié à certains espaces préalablement identifiés. Il s'agit des communes classées en zone de montagne ainsi que des communes comprises dans les zones délimitées par l'autorité administrative après avis de la chambre d'agriculture (article L.113-2 1° et 2° du code rural). Les dispositions prises pour assurer le maintien de cet espace pastoral sont diversifiées telles la création de « groupements pastoraux » pour l'exploitation des pâturages et formées notamment d'exploitations agricoles ou de coopératives agricoles (art. L.113-3 du code rural), la création d'associations foncières pastorales¹¹⁹ constituées de propriétaires de terrains à destination agricole ou pastorale (art L.135-1 à 11). Les terres visées peuvent donner lieu à des contrats de bail ou à des conventions pluriannuelles d'exploitation agricole ou de pâturage où sont prévus des travaux d'aménagement, d'équipement ou d'entretien (art. L.481-1 du code rural).

Les indemnités compensatoires de handicaps naturels, aide du second pilier de la PAC financée par l'Etat membre et par le FEADER, ont pour objet de rendre viable ces activités au sein de zones défavorisées en réduisant les pertes de revenus des agriculteurs de cette zone avec le reste du territoire. Selon le site du ministère de l'agriculture, il est rappelé que cette politique est conduite depuis 1974 et qu'elle s'adresse aux exploitations herbagères situées dans des zones défavorisées qui pratiquent un pâturage adapté au milieu. Le même site indique que plus de 94 000 exploitations bénéficient de cette prime pour un montant annuel total de plus de 524 millions d'euros¹²⁰. La définition des zones défavorisées éligibles à ses aides traduit cette volonté de rendre viable l'activité d'élevage. S'agissant des critères de délimitation des zones agricoles défavorisées, l'article D.113-13 du code rural indique que « les zones agricoles défavorisées comprennent des zones de montagne ainsi que d'autres zones dans lesquelles l'activité agricole est nécessaire afin d'assurer le maintien d'un minimum de peuplement et la sauvegarde de l'espace naturel ». L'objectif favorable à l'environnement est affiché de même que la place accordée à l'élevage. En effet, outre les zones de montagne, les autres zones agricoles défavorisées se composent « de territoires agricoles homogènes du point de vue des conditions naturelles de production et doivent répondre simultanément aux caractéristiques suivantes :

1°Présence de terres peu productives, peu aptes à la culture et à l'intensification, dont les faibles potentialités ne peuvent être améliorées sans coûts excessifs et utilisables principalement pour l'élevage extensif ;

2°En raison de cette faible productivité du milieu naturel, obtention de résultats sensiblement inférieurs à la moyenne en ce qui concerne les principaux indices caractérisant la situation économique de l'agriculture ;

3°Faible densité ou tendance à la régression d'une population dépendant de manière prépondérante de l'activité agricole et dont la régression accélérée mettrait en cause la viabilité de la zone et son peuplement » (art. D. 113-15 du code rural) ;

Or, « Les exploitants agricoles en activité dans les zones agricoles défavorisées définies en application des articles D.113-13 et D.113-17 peuvent bénéficier d'indemnités compensatoires annuelles dans le respect des objectifs fixés par l'article 13 (a) du règlement (CE) n°1257/1999 du Conseil du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA) » article D.113-18 du code rural.

La MAEC (Mesure agro-environnementale et climatique) « systèmes herbagers et pastoraux » qui vise à maintenir des pratiques existantes va également contribuer à maintenir des systèmes pastoraux sur ces territoires.

La fonction environnementale du pastoralisme est également largement soulignée et participe au maintien et au soutien de cette activité.

¹¹⁹ En particulier les associations pastorales foncières peuvent donner à bail les terres situées dans leur périmètre à des groupements pastoraux.

¹²⁰ <http://agriculture.gouv.fr/les-indemnitees-compensatoires-de-handicaps-naturels-ichn>

Paragraphe 2 : La vocation environnementale du pastoralisme

La dimension environnementale du pastoralisme est une composante de l'aménagement et du développement durable du territoire selon l'article L.111-1 du code rural. Cet article qui insiste sur la fonction environnementale de l'espace agricole et forestier est également intéressant dans sa structure.

Selon l'article L.111-1 du code rural, il est prévu que « l'aménagement et le développement durable de l'espace rural constituent une priorité essentielle de l'aménagement du territoire ». En outre, il est prévu que « la mise en valeur et la protection de l'espace agricole et forestier prennent en compte ses fonctions économique, environnementale et sociale ». La réalisation des objectifs de la politique d'aménagement rural nécessite le respect de plusieurs conditions au titre desquelles figurent celle de « Maintenir et développer les secteurs de l'élevage et du pastoralisme en raison de leur contribution essentielle à l'aménagement et au développement des territoires » (art L.111-2 – 3°bis-du code rural) aux côtés de celle, par exemple « 3° Maintenir et développer les productions agricole et forestière, tout en organisant leur coexistence avec les activités non agricoles et en intégrant les fonctions sociales et environnementales de ces activités, notamment dans la lutte contre l'effet de serre grâce à la valorisation de la biomasse, au stockage durable du carbone végétal et à la maîtrise des émissions de gaz à effet de serre » (art L.111-2-3 du code rural « assurer la mise en valeur et la protection du patrimoine rural et des paysages » (art L.111-2-9° du code rural) ou encore celle de « la préservation des « des ressources en eau (...), la biodiversité sauvage et domestique et les continuités écologiques entre les milieux naturels ».

Concernant la structure de cet article, on notera que plusieurs conditions de réalisation des objectifs de la politique d'aménagement rural concernent la protection de l'environnement et que celle-ci s'avère désignée de façon détaillée.

Concernant plus directement le pastoralisme, la vocation environnementale de ce dernier s'avère également entendue largement : selon l'article L.113-2 du code rural, « dans les régions où la création ou le maintien d'activités agricoles à prédominance pastorale est, en raison de la vocation générale du territoire, de nature à contribuer à la protection du milieu naturel, des sols et des paysages ainsi qu'à la sauvegarde de la vie sociale, des dispositions adaptées aux conditions particulières de ces régions sont prises pour assurer ce maintien ».

La valorisation de cette forme d'élevage permet par ailleurs de contribuer à la protection du milieu naturel au détriment toutefois d'une certaine forme de biodiversité dès lors que l'une des actions vise également à « assurer la pérennité des exploitations agricoles et le maintien du pastoralisme, en particulier en protégeant les troupeaux des attaques du loup et de l'ours dans les territoires exposés à ce risque ».

L'analyse des différents dispositifs économico-juridiques s'annonce comme des mesures favorables à la protection de l'environnement. Cependant, cette lecture européenne de l'extensification ne doit pas masquer d'autres réalités hors des frontières européennes où l'extensification peut rimer avec surpâturage. En outre, l'appel à l'extensification comme alternative à l'intensification s'avère également être une approche trop manichéenne des enjeux agricoles d'aujourd'hui. En effet, une autre vision de l'agriculture qui s'étend à l'élevage doit également être considérée ; il s'agit de la performance environnementale axée autour des services écosystémiques comme nouveau paradigme de la production agricole.

CHAPITRE 2 : le paradigme de la performance environnementale ou une nouvelle lecture de la production agricole par les services écosystémiques

La notion de service écosystémique ou les services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) s'impose désormais dans tous les champs disciplinaires et tend à devenir l'axiome de la performance écologique. Son intégration en l'état dans le droit se révèle cependant plus une source de difficultés que de commodités (section 1). Bien que les Paiements pour services environnementaux, s'imposant comme corolaires des services écosystémiques, soient moins identifiés dans le droit, c'est néanmoins par le prisme de ces derniers que la dimension juridique et plus largement les sciences humaines et sociales tendent à s'exprimer (section 2).

SECTION 1 – le paradigme des services écosystémiques comme axiome de la performance écologique

Penser à l'aulne des services écosystémiques peut, changer notre relation à la nature et en l'espèce celle de la production agricole à l'environnement mais il n'en demeure pas moins que ce regard ne fait pas consensus (Barnaud *et al.*, 2011). Or, ce changement de regard à appréhender est lui-même controversé. Ceci ne facilite pas la lisibilité des relations juridiques que l'élevage peut entretenir avec les services écosystémiques à l'heure où ces derniers ont, d'une part, pénétré la sphère juridique (paragraphe 1) et d'autre part, qu'ils servent de fondement au modèle agro-écologique, modèle considéré comme un exemple de performance écologique (paragraphe 2).

Paragraphe 1- Service écosystémique et élevages : une relation évidente ?

La mise en perspective de notre dépendance à la nature via la notion de services écosystémiques en les identifiant comme les services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) vise à valoriser une relation vertueuse entre l'homme et la nature. En ce sens, elle implique de percevoir la nature comme amie et non plus comme ennemie (Maris, 2014). En outre, en catégorisant l'ensemble des services sous quatre rubriques (services de régulation, service de soutien, services culturels et service d'approvisionnement) assortis de leurs bienfaits humains, elle présente l'illusion d'une conciliation facilitée entre des intérêts traditionnellement divergents (la production et l'environnement) ou encore de lisser des concurrences potentielles entre intérêts environnementaux (l'eau et le climat par exemple). Plusieurs critiques ont toutefois été émises s'agissant du service d'approvisionnement et du déséquilibre qu'il crée en ne hiérarchisant pas entre biens et services et entre biens privés et publics (Langlais, 2015a). Les autres critiques portées à l'égard des services écosystémiques ne portent plus sur la catégorisation de ces derniers mais sur leur finalité, le bien-être humain, considéré comme utilitariste et anthropocentré (Doussan, 2012 ; Hervé-Fournereau and Langlais, 2013 ; Maris, 2014) et de nature à évincer la biodiversité. En outre, l'évaluation monétaire de ces services est également sujette à interrogation eu égard au risque de marchandisation associée à cette évaluation monétaire (Maris, 2014). Cette évaluation monétaire ne constitue cependant pour d'autres qu'une indication monétaire et donc une justification supplémentaire à l'urgence de la prise en considération des services rendus par les écosystèmes (Costanza *et al.*, 1997).

Alors même que cette définition des services écosystémiques est encore sous le coup de la controverse, cette notion se diffuse largement dans la sphère juridique. Pour ne citer que quelques exemples, on la retrouve dans la directive 2008/56/CE sur la protection du milieu marin intègre la notion de services écologiques marins¹²¹, ainsi que dans de nombreux textes juridiques français adoptés (les lois Grenelle par exemple ou plus récemment la loi sur la biodiversité). En outre, elle sert de support à plusieurs notions (elle est présentée comme un des éléments constitutifs de la pollution du milieu marin (« l'altération de l'utilisation durable des biens et des services marins ») ou encore comme fondement de nouveaux concepts tels que celui de l'agro-écologie (cf. paragraphe 2 à suivre). Cependant, l'entrée de la notion de service dans le droit est loin d'avoir tout réglé.

En premier lieu, cette entrée n'est pas clarifiée par l'existence d'une définition juridique valable pour l'ensemble des services. Il existe bien une définition, celle retenue par l'article 2.13 de la directive 2004/35 du Parlement européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux¹²². Les services y sont définis comme « les fonctions assurées par une ressource naturelle au bénéfice d'une autre ressource naturelle ou du public ». Cependant, cette définition loin d'apporter une clarification juridique complexifie au contraire l'horizon juridique. En effet,

¹²¹ Si la notion n'est pas définie par cette directive, elle est présentée comme un des éléments constitutifs de la pollution du milieu marin (« l'altération de l'utilisation durable des biens et des services marins »)- Union Européenne, 2008. Directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre stratégie pour le milieu marin) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel* n°L.164 du 25/06/2008 p. 0019-0040.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474285519226&uri=CELEX:32008L0056>

¹²² Union Européenne, 2004. Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux. *Journal officiel* n°L.143 du 30/04/2004 p. 0056-0075 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474285620091&uri=CELEX:32004L0035>

d'une part, comme cela a pu être souligné (Doussan, 2009b ; Hervé-Fournereau and Langlais, 2013), cette définition juridique du service apparaît plus extensive que la définition retenue par le MEA et qui fait actuellement autorité. En particulier, cela se traduit par le fait qu'elle touche non seulement les services rendus pour l'homme (référence faite au public) mais également ceux rendus aux ressources naturelles entre elles (référence faite à une autre ressource naturelle). L'explication qui a pu être donnée est que ce texte se préoccupe des dommages environnementaux « purs », c'est-à-dire une série de dommages existants indépendamment d'une quelconque atteinte à des intérêts humains¹²³. En d'autres termes, les atteintes à l'environnement ne sont pas seulement prises en compte par le prisme des préjudices anthropocentriques, c'est-à-dire ceux qui affectent l'homme et ses biens. Cette notion de préjudice écologique pur (Boutonnet, 2008 ; Camproux-Duffrene, 2008; Hermon, 2004) peut se définir comme la conséquence dommageable d'une atteinte au patrimoine commun environnemental, d'un certain seuil de gravité et découlant d'un fait imputable à l'homme. D'autre part, la définition extensive des services retenue par la directive 2004/35 tend à confondre les notions de service et de fonction. Selon plusieurs auteurs, une fonction représente le potentiel d'un écosystème à délivrer un service qui dépend lui-même de processus et de structures écologiques (de Groot, 1992). Enfin, cette définition côtoie une multitude d'appellations différentes pour désigner le service, y compris entre le texte européen et sa transposition en droit interne ; en effet, la directive 2004/35 précitée utilise le « service » alors que son texte de transposition en droit français codifié à l'article L.161-1 du code de l'environnement use pour qualifier le dommage environnemental de la notion de service écologique ». Se côtoient donc les notions de service, service écologique, service écosystémique, service environnemental¹²⁴ qui pour cette dernière notion tend à se détacher de celle de service écosystémique. Concernant cette dernière distinction essentielle entre les services écosystémiques, ceux rendus par les écosystèmes et les services environnementaux rendus par l'homme (Karsenty, 2011 ; Teyssède *et al.*, 2004) ; (Langlais, 2011a ; Pesche *et al.*, 2013), le législateur français semble prêt à l'accueillir. Alors que seule la notion de service écosystémique était initialement considérée, la loi sur la biodiversité intègre la notion de services environnementaux : « 8°(nouveau) Le principe de complémentarité entre l'environnement, l'agriculture, l'aquaculture et la gestion durable des forêts, selon lequel les surfaces agricoles, aquacoles et forestières sont porteuses d'une biodiversité spécifique et variée et les activités agricoles, aquacoles et forestières peuvent être vecteurs d'interactions écosystémiques garantissant, d'une part, la préservation des continuités écologiques et, d'autre part, des services environnementaux qui utilisent les fonctions écologiques d'un écosystème pour restaurer, maintenir ou créer de la biodiversité » (art. 2-8°). Cette notion bien présente à l'échelle internationale et européenne trouve un terrain d'élection dans le domaine agricole (Bonnal *et al.*, 2012 ; Maury *et al.*, 2016). La FAO en 2007 avait publié un rapport intitulé « payer les agriculteurs pour des services environnementaux » (FAO, 2007). A l'échelle européenne dans le cadre de la politique agricole commune, la notion de Service est également présente dès le règlement de 2005 relatif au développement rural¹²⁵ et compris également dans le sens des services environnementaux (Langlais, 2016a).

Cette distinction entre services écosystémiques et services environnementaux est au cœur de la problématique des services rendus par l'élevage en faveur de l'environnement. Mais en réalité, l'entrée par services implique quatre niveaux de réflexions.

Le premier niveau de réflexion est que la relation entre services et élevages ne peut être une relation immédiate entre élevages et services écosystémiques. L'activité d'élevage étant une activité agricole, conduite par des éleveurs, la relation entre cette activité et la nature ne peut donc être qu'une action de l'activité d'élevage en faveur de la protection de l'environnement, c'est-à-dire un service environnemental, lequel peut contribuer au maintien d'un ou de plusieurs services écosystémiques.

Le second niveau de réflexion est que les bénéfices environnementaux associés à l'activité d'élevage et immédiatement identifiables sont attribués à l'apport d'effluents d'élevage. L'apport d'azote est utile pour les

¹²³ Les atteintes à l'environnement ont toujours été prises en compte sous le prisme des préjudices anthropocentriques, c'est-à-dire ceux qui affectent l'homme et ses biens.

¹²⁴ Cons. n°22 du Règlement n°1305/2013 du parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER).

¹²⁵ Union Européenne, 2013. Règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil. *Journal officiel* n°L.347 du 20/12/2013 p.0 487-0548.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474285117425&uri=CELEX:32013R1305>

cultures qui en sont dépourvues. Dans l'hypothèse contraire, il s'agit d'un impact environnemental. L'apport d'effluents peut également contribuer à l'augmentation de la teneur en matière organique des sols à condition qu'ils soient suffisamment riches en carbone, ce qui n'est pas le cas pour le lisier de porc ou de volaille. Cet apport peut contribuer à maintenir plusieurs services écosystémiques des sols (maintien de l'activité biologique des sols, capacité à stocker les nutriments comme le phosphore, à absorber et biodégrader des polluants... (Walter *et al.*, 2015). L'activité d'élevage peut contribuer également à entretenir des paysages, tels des paysagers bocagers. Dans ce cas, la contribution de l'élevage au maintien de paysages construits peut s'analyser comme une participation au maintien d'un service culturel : la conservation d'un patrimoine bocager ou l'esthétique d'un paysage de nature à proximité des zones urbaines ; la littérature juridique à ce titre reste peu développée. Par ailleurs, l'élevage peut contribuer à l'entretien d'éléments du paysage et s'entendre comme un service environnemental, au sens de pratiques respectueuses de l'environnement. De nombreux exemples peuvent alimenter cet entretien des paysages par les troupeaux. Il peut s'agir de l'entretien des pistes de ski par des troupeaux de vaches¹²⁶. Les animaux débroussailliers, tout particulièrement les ovins dans les zones sensibles aux feux de forêt dans le sud de la France. Enfin, la contribution au maintien de races anciennes ou de races menacées peut également s'insérer dans une approche patrimoniale au-delà de toute recherche de diversité génétique. Dans ce cas, les efforts en vue de conserver ce type d'élevage s'inscrivent également comme des actions en faveur de la préservation de services culturels.

Le troisième niveau de réflexion concerne le niveau d'articulation entre l'activité d'élevage, soit le service environnemental rendu et la contribution au maintien d'un service écosystémique. Si ce maintien est lié non pas directement à l'activité d'élevage mais à l'action d'un cultivateur qui a usé des produits de l'élevage tels que les effluents, dans ce cas, il est difficile de considérer d'attribuer directement la réalisation d'un service environnemental à l'activité d'élevage. Plus précisément, ce serait donc le cultivateur qui serait à l'origine d'un service environnemental et non l'éleveur. Dans ce cas, entre le cultivateur et l'éleveur, il s'agirait d'un contrat de services classiques ou d'une forme plus ancienne d'entraide.

Le quatrième niveau de réflexion porte sur les bénéficiaires des services rendus par les écosystèmes : l'agriculteur fait usage de ces potentialités de la nature. Cet usage des bienfaits de la nature par l'agriculture revêt pour d'autres auteurs l'appellation de services intrants au sens où l'agriculteur fait usage de ces services ; les services écosystémiques se substituent dans ce cas à d'autres formes d'utilisation par l'agriculteur. Ces services côtoient ceux qui sont plus largement rendus à la société. La frontière entre ces types de services selon le destinataire des services rendus s'avère toutefois poreuse en raison de la complexité des écosystèmes. Par ailleurs, si les services écosystémiques sont rendus prioritairement à l'agriculteur, ils le sont également dans une certaine mesure à la société. De la même manière, l'identification de l'utilité pour l'agriculteur peut être entendue plus largement si l'on ne considère pas seulement ce qui lui est directement utile mais également ce qui sous-tend cette utilité. Cette approche tend également à évoluer et en particulier sur la distinction qui s'estompe entre la biodiversité sauvage hier nuisible qui devient aujourd'hui utile (Langlais, 2016c).

En second lieu, les conséquences juridiques de l'introduction de la notion de services écosystémiques dans le droit restent encore floues. Plusieurs récents travaux tendent à accorder largement ce rôle aux paiements pour services environnementaux (Maris, 2014) sur lequel nous reviendrons. Sans que l'ensemble des conséquences juridiques puisse être tiré, les services écosystémiques servent également de fondement au modèle agro-écologique, modèle considéré comme un exemple de performance écologique.

¹²⁶ <http://fresques.ina.fr/montagnes/impression/fiche-media/Montag00043/l-entretien-des-pistes-de-ski-par-des-troupeaux-de-vaches.html> : reportage vidéo diffusé sur France 3, juillet 2001 : « De mai à octobre, Jean-Pierre Raffort fait pâturer 400 génisses entre 2000 et 2700 mètres d'altitude sur 700 hectares de pâturage dont la moitié sur les pistes de ski de la station de Méribel. Le domaine skiable de la station est retravaillé chaque été, regazonné et pâturé. Le pastoralisme a un double avantage : en été il préserve l'environnement et en hiver il permet de fixer la neige sur les pistes. »

Paragraphe 2 : l'agro-écologie, les services et l'élevage ? Le dispositif français

L'agro-écologie est le nouveau défi de la politique agricole française depuis la loi d'avenir sur l'agriculture de décembre 2014¹²⁷ (Bodiguel, 2015). Cette terminologie est toutefois à géométrie variable au sens où la philosophie portée initialement par ce concept ne cadre pas nécessairement avec celui porté par le politique et aujourd'hui intégré dans le droit. Le dénominateur commun est bien celui de l'usage de la nature où il s'agit expressément de composer avec la nature et non de lutter contre elle voire de l'ignorer. Cependant, la finalité de cet usage diffère. Alors que dans l'esprit initial de l'agro-écologie, porté en France, par Pierre Rhabi (Rabhi, 2008), la relation agro-écologique est plutôt marquée par une sobriété, celle portée par le politique repose quant à elle sur une triple performance. Cette logique de triple performance qui avait été introduite en 2013 dans le rapport Guillou intitulé « Le projet agro-écologique : Vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement » (Guillou *et al.*, 2013) s'inscrit également dans le droit fil de la nouvelle Politique agricole commune. En effet, les textes européens formant l'ossature de la nouvelle PAC mettent en exergue cette double performance en soulignant leur interaction¹²⁸. Ce même renvoi à la performance est réalisé au sein de la loi d'avenir agricole française de 2014 qui décline les composantes du développement durable à atteindre en performances sociales, économiques et environnementales mais également sanitaires¹²⁹. Cette triple performance (sociale, environnementale et économique) tend à dépasser la forme traditionnelle de développement durable « pour l'ancrer dans une approche renouvelée appliquée à l'agriculture : celle de la performance et par conséquent l'attente de résultats¹³⁰ » (Langlais, 2016a). L'agro-écologie s'inscrit dans cette traduction du développement durable. Elle a pu être qualifiée de « résultante de la juridiciation du concept de développement durable » (Deguerge, 2015), lequel est entendu dans son approche renouvelée.

Les systèmes agro-écologiques « sont fondés sur les interactions biologiques et l'utilisation des services écosystémiques et des potentiels offerts par les ressources naturelles, en particulier les ressources en eau, la biodiversité, la photosynthèse, les sols et l'air, en maintenant leur capacité de renouvellement du point de vue qualitatif et quantitatif. Ils contribuent à l'atténuation et à l'adaptation aux effets du changement climatique » (art. L. 1 –II loi d'avenir agricole) (Hermon, 2015).

La définition des systèmes agro-écologiques est entendue plus librement si l'on s'arrête sur les appels à candidatures formulés par les régions : « L'agro-écologie est une façon de concevoir des systèmes de production qui s'appuient sur les fonctionnalités offertes par les écosystèmes. Elle les amplifie de façon à limiter au maximum le recours aux intrants conventionnels (engrais de synthèse, produits phytosanitaires, carburant, eau, etc.), à éviter le gaspillage de ressources naturelles et à limiter les pollutions (nitrates, produits phytosanitaires, ammoniac, etc.). Il s'agit donc d'utiliser au maximum la nature comme facteur de production tout

¹²⁷ République Française, 2014. Loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (1). *JORF* n°0238 du 14 octobre 2014 page 16601

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000029573022&categorieLien=id>

¹²⁸ Union Européenne, 2013. Règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil. *Journal officiel* n°L.347 du 20/12/2013 p.0 487-0548.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474285117425&uri=CELEX:32013R1305>

V. article 15- 1 : « 1. Le soutien au titre de la présente mesure est accordé pour: a) aider les agriculteurs, les jeunes agriculteurs tel qu'ils sont définis dans le présent règlement, les gestionnaires de forêts, les autres gestionnaires de terres et les PME dans les zones rurales, à tirer parti de l'utilisation de services de conseil pour améliorer les performances économiques et environnementales de leur exploitation, de leur entreprise et/ou de leurs investissements, réduire leurs effets sur le climat et renforcer leur résilience aux changements climatiques ».

¹²⁹ République Française, 2014. Loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (1). *JORF* n°0238 du 14 octobre 2014 page 16601

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000029573022&categorieLien=id>

« Art. L. 1.-I : « La politique en faveur de l'agriculture et de l'alimentation (...) a pour finalités (...) de développer des filières de production et de transformation alliant performance économique, sociale, notamment à travers un haut niveau de protection sociale, environnementale et sanitaire, capables de relever le double défi de la compétitivité et de la transition écologique, dans un contexte de compétition internationale ».

¹³⁰ Tout comme pour le développement durable, la performance ne revêt pas tout à fait la même signification en langue française et anglaise. La première renvoie à une finalité, un résultat et la seconde à un comportement dans une situation donnée. Il reste que la mesure de résultats en lien avec la recherche de compétitivité est aujourd'hui une quête largement partagée.

en maintenant ses capacités de renouvellement, d'une part en accroissant la biodiversité (naturelle, cultivée et élevée), d'autre part en renforçant les régulations biologiques au sein de l'agrosystème »¹³¹.

Comme l'indique Luc Bodiguel dans le rapport Alterphyto (2016), « Cette définition n'exclut a priori aucune forme d'agriculture : agricultures extensives ou intensives, familiales ou industrielles, biologiques, conventionnelles ou génétiquement modifiées, toutes sont susceptibles de proposer des initiatives dès lors que des pratiques environnementales et sanitaires jugées vertueuses (réduction des intrants ou de la pollution) s'insèrent dans un dispositif économique et social viable et compétitif (réduction des charges ; accès au marché, augmentation de la marge bénéficiaire...) » (Bodiguel, 2016).

1°) La création de GIEE

Pour accompagner la transition vers l'agro-écologie, la loi d'avenir agricole prévoit toutefois un dispositif innovant de nature à répondre aux spécificités de la production agro-écologique : celui des GIEE (Groupement d'intérêt économique et environnemental). Selon l'article L.315-1-I du Code rural, « Peut être reconnue comme groupement d'intérêt économique et environnemental toute personne morale dont les membres portent collectivement un projet pluriannuel de modification ou de consolidation de leurs systèmes ou modes de production agricole et de leurs pratiques agronomiques en visant une performance à la fois économique, sociale et environnementale ». La triple performance apparaît donc comme la finalité de l'action menée au sein de ce groupement. La personne morale qu'est le groupement « doit comprendre plusieurs exploitants agricoles et peut comporter d'autres personnes physiques ou morales, privées ou publiques. Les exploitants agricoles doivent détenir ensemble la majorité des voix au sein des instances du groupement » (art. L.315-1-II du Code rural).

EXEMPLES DE GIEE :

Projet finistérien regroupant 23 agriculteurs, porté par la fédération des comités de développement des agriculteurs du Finistère sur 3 ans (fiche du ministère de l'agriculture).

EXPLORONS LA DIVERSITÉ DES RÉPONSES BIOLOGIQUES AFIN DE RENFORCER LE LIEN SOL – PLANTE – ANIMAL EN SYSTÈME HERBAGER ET/OU BIOLOGIQUE

Le collectif d'éleveurs laitiers, en système herbager, souhaite travailler au renforcement du lien sol – plante – animal, en valorisant au mieux les fourrages et en adaptant le troupeau (races croisées), dans un contexte de limitation forte des intrants et d'une organisation du travail centrée sur des vêlages groupés.

Depuis sa création en 2009, le collectif travaille sur la valorisation maximale de l'herbe pâturée, la réduction des intrants et l'organisation du travail. Par ses pratiques, il souhaite influencer sur la fertilité des sols et simultanément améliorer la quantité et la qualité des fourrages pour atteindre une quasi-autonomie alimentaire. Afin de valoriser ce fourrage (herbe pâturée majoritairement), il cherche le troupeau qui répond à ses objectifs du point de vue technique, économique et environnemental.

Les actions prévues sont les suivantes :

- mesurer la fertilité des sols et caractériser les surfaces fourragères les plus productives, proposer des améliorations ;
- évaluer les animaux croisés et leur adaptation aux objectifs des éleveurs du groupe du point de vue technique, économique, et environnemental, caractériser le potentiel de croisement ;
- décrire les interrelations entre les résultats techniques, économiques et environnementaux : analyse des cycles de vie, identification des pistes d'évolution et mise en œuvre sur les élevages, quantification du volume de travail et pénibilité.

Les objectifs du groupe sont clairement une augmentation des performances techniques (et donc économiques) en développant au maximum l'autonomie fourragère et en exploitant au mieux les potentialités agronomiques de leurs terres et de leurs troupeaux, tout en limitant au maximum les intrants. La thématique sociale est également au cœur du projet avec une place importante accordée à l'amélioration de l'organisation du travail.

¹³¹ Voir par exemple l'appel à candidatures de la région Pays de la Loire, <http://www.draaf.pays-de-la-loire.agriculture.gouv.fr/Appel-a-projets-mobilisation> (consulté le 26 mai 2015)

Les productions concernées par le dispositif concernent tout particulièrement l'élevage. En effet, selon le ministère de l'Agriculture, « plus de 60% des projets concernent l'élevage (et près de 40% plus particulièrement la polyculture-élevage). De nombreux projets associent des exploitations d'élevage avec des exploitations de cultures »¹³².

Les acteurs impliqués auprès des exploitants agricoles s'avèrent très diversifiés et peuvent être porteurs de ces GIEE comme simples accompagnateurs. Le ministère de l'Agriculture a répertorié à cet effet l'investissement du réseau des chambres d'agriculture, le réseau des CUMA (Coopératives d'utilisation de matériel agricole)¹³³, les groupes de développement tels les GDA (Groupes de développement agricole), CETA (Centres d'étude techniques agricole), GVA (Groupements de vulgarisation agricole), le réseau des CIVAM (Centres d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural), des groupements d'agriculture biologique, des coopératives, des ADEAR (Associations pour le développement de l'emploi agricole et rural), d'autres associations à vocation agricole, des associations à vocation environnementale, des bureaux d'étude... Toutefois, le ministère de l'Agriculture mentionne que les porteurs des GIEE constituent dans la plupart des cas des structures nouvellement créées prenant souvent les traits d'une association¹³⁴.

2°) L'articulation des GIEE autour d'un projet pluriannuel

Le projet pluriannuel, qui concentre l'originalité de ce groupement doit : « 1° Associer plusieurs exploitations agricoles sur un territoire cohérent favorisant des synergies ; 2° Proposer des actions relevant de l'agro-écologie permettant d'améliorer les performances économique, sociale et environnementale de ces exploitations, notamment en favorisant l'innovation technique, organisationnelle ou sociale et l'expérimentation agricoles ; 3° Répondre aux enjeux économiques, sociaux et environnementaux du territoire où sont situées les exploitations agricoles concernées, notamment ceux identifiés dans le plan régional de l'agriculture durable mentionné à l'article L.111-2-1, en cohérence avec les projets territoriaux de développement local existants » (art. L. Art. L. 315-2 du code rural).

Ce dispositif est intéressant en ce qu'il permet de tester à l'échelle d'un territoire pertinent des actions agro-écologiques. Il peut donc permettre de respecter les particularités locales et la pertinence de la combinaison d'actions agro-écologiques mises en place. Si l'initiative doit venir des exploitants agricoles, le GIEE fait néanmoins l'objet d'une « labellisation » de l'Etat impliquant notamment une procédure de reconnaissance de la qualité de GIEE (art. L.315-4 du code rural), les types de critères économiques, environnementaux et sociaux pour évaluer la qualité du projet pluriannuel mais également les modalités de suivi des résultats économiques, sociaux et environnementaux. L'ensemble de ces exigences est fixé par décret. En effet, le décret d'application n°2014-1173 du 13 octobre 2014¹³⁵ et l'instruction technique DGPAAT/SDBE/2014-930 du 25/11/2014 précisent que « La reconnaissance comme groupement d'intérêt économique et environnemental est accordée dans le cadre d'appels à projets organisés par le préfet de région¹³⁶, qui précisent les critères retenus pour le choix des projets et les délais dans lesquels les demandes de reconnaissance peuvent être présentées » (Art. D.315-1 du code rural).

¹³² <http://agriculture.gouv.fr/deja-pres-de-130-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016.

¹³³ Ces deux interlocuteurs classiques du milieu agricole sont également naturellement ceux qui sont les plus impliqués dans les projets de GIEE.

¹³⁴ <http://agriculture.gouv.fr/deja-pres-de-130-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016

¹³⁵ République Française, 2014. Décret n°2014-1173 du 13 octobre 2014 relatif au groupement d'intérêt économique et environnemental. *JORF* n°0238 du 14 octobre 2014 page 16707 <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2014/10/13/AGRT1421933D/jo>

¹³⁶ Sur la liste des appels à projet, <http://agriculture.gouv.fr/appels-projets-pour-la-reconnaissance-des-giee-en-regions>, consulté le 12 mai 2016 (cf. exemple susmentionné).

Les territoires, supports des GIEE apparaissent très diversifiés. Il peut en effet s'agir d'une communauté de communes, d'une petite région agricole, d'une aire d'alimentation de captage ou d'une zone vulnérable, d'une zone AOP ou AOC, d'un parc naturel régional¹³⁷...

Les thématiques retenues au cœur des projets pluriannuels retenus concernent les élevages soit directement (l'autonomie alimentaire des élevages concerne un tiers des projets, gestion sanitaire des troupeaux et alternatives aux antibiotiques¹³⁸), ou encore à travers la relation entretenue entre éleveurs et agriculteurs (création de filières et signes de qualité notamment bio), soit de façon complémentaire à l'élevage (la méthanisation ...)¹³⁹.

Les éléments du dossier du projet pluriannuel (Art. D. 315-2 du code rural) :

- « 1° La liste de ses membres, ses statuts et, le cas échéant, tout autre document attestant qu'elle remplit les conditions posées au deuxième alinéa de l'article L.315-1 ainsi que le procès-verbal de la réunion de son organe délibérant approuvant le projet présenté ;
- « 2° La présentation du territoire sur lequel est mis en œuvre le projet présenté, des raisons pour lesquelles ce territoire peut être considéré comme cohérent, et des enjeux économiques, environnementaux et sociaux mentionnés au 3° de l'article L. 315-2 auxquels le projet entend apporter une réponse, en cohérence avec les projets territoriaux de développement local existants ;
- « 3° La description des systèmes de production mis en œuvre par les exploitants agricoles qui s'engagent dans le projet au moment du dépôt de la demande de reconnaissance ; cette description est accompagnée d'un diagnostic de la situation initiale des exploitations agricoles sur les plans économique, environnemental et social au regard des enjeux identifiés sur le territoire concerné en application du 2° ;
- « 4° La description des objectifs poursuivis en termes de modification ou de consolidation des systèmes ou des modes de production agricole et des pratiques agronomiques et visant une performance économique, environnementale et sociale ainsi que des indicateurs de suivi qui leur sont associés ;
- « 5° La durée du projet et la justification de cette durée au regard des objectifs à atteindre ;
- « 6° La description des actions proposées et de l'organisation et du fonctionnement collectif des exploitations agricoles permettant d'améliorer leurs performances économique, environnementale et sociale conformément au 2° de l'article L.315-2, et le calendrier prévisionnel de leur mise en œuvre ; le projet précise les raisons pour lesquelles la démarche et les actions proposées relèvent de l'agro-écologie telle que définie au II de l'article L.1 ; il montre comment différentes techniques et méthodes sont utilisées de façon combinée pour permettre l'évolution du système de production agricole dans son ensemble ;
- « 7° La description des moyens affectés à la mise en œuvre de ces actions, qui détaille notamment :
 - « a) Les mesures d'accompagnement mises en place pour la réalisation du projet ; leur présentation distingue celles qui relèvent de l'appui à l'action collective et au pilotage du projet et celles qui relèvent de l'accompagnement technique pour l'évolution des pratiques agricoles ;
 - « b) Le cas échéant, les partenariats noués par le groupement avec, notamment, les acteurs des filières et des territoires, et leur contribution à la réalisation des objectifs poursuivis ;
- « 8° Les modalités prévues de regroupement, de diffusion et de réutilisation des résultats obtenus sur les plans économique, environnemental et social mentionnées au 4° de l'article L.315-2 ;
- « 9° Le cas échéant, les aides publiques qui seront mobilisées ou sollicitées dans le cadre du projet ;
- « 10° Tout autre élément que le groupement estime de nature à éclairer la prise de décision sur sa demande de reconnaissance.

La reconnaissance comme groupement d'intérêt économique et environnemental est accordée, après avis du président du conseil régional, par arrêté du préfet de région (art. Art. D.315-3 du code rural)¹⁴⁰. Un suivi du projet sera également assuré par le préfet de région sur la base des bilans réalisés par la personne morale porteuse du projet (Art. D.315-5).

¹³⁷ <http://agriculture.gouv.fr/deja-pres-de-130-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016.

¹³⁸ <http://agriculture.gouv.fr/deja-pres-de-130-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016.

¹³⁹ <http://agriculture.gouv.fr/deja-pres-de-130-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016.

¹⁴⁰ Pour des exemples de GIEE : <http://agriculture.gouv.fr/en-un-deja-plus-de-240-giee-reconnus>, consulté le 12 mai 2016 ; par exemple, en Alsace, le SYNDICAT VITICOLE DE WESTHALTEN, personne morale du GIEE, implique 18 agriculteurs, pour une durée de 6 ans : Il

Contenu des bilans :

- « 1° La description de l'évolution des systèmes de production mis en œuvre par les exploitants agricoles au regard des objectifs, des indicateurs de suivi et du calendrier prévisionnel mentionnés aux 4° et 6° de l'article D.315-2 ; cette description doit permettre d'appréhender l'évolution des performances économique, environnementale et sociale des exploitations agricoles ;
- « 2° La description des actions effectivement mises en œuvre conformément au projet ;
- « 3° Une synthèse des résultats obtenus ;
- « 4° La description de la contribution du groupement à la capitalisation des résultats mentionnée à l'article D.315-8 ;
- « 5° Tout autre élément que le groupement estime de nature à éclairer le préfet de région sur son action.

Ce cadre juridique des GIEE peut prétendre répondre aux spécificités et enjeux locaux en interaction avec la recherche d'actions agrobiologiques triplement performantes. Cependant, ce cadre juridique relève de l'expérimental. En d'autres termes, il n'est conçu que de façon transitoire pour évoluer vers un modèle agro-écologique. Le temps des GIEE vise à capitaliser les résultats obtenus « avec un triple objectif :

« 1° La diffusion et le partage d'expériences sur les actions réalisées et les résultats obtenus sur les plans économique, environnemental et social ; 2° L'utilisation des résultats obtenus par ces groupements dans le cadre de travaux de recherche appliquée ; 3° L'implication dans l'innovation de l'ensemble des acteurs du développement agricole, à l'échelon territorial pertinent, pour produire des connaissances et des ressources diversifiées répondant aux attentes des agriculteurs.

Dans ce cadre, les groupements d'intérêt économique et environnemental sont tenus de mettre à disposition leurs résultats et expériences utiles aux organismes de développement agricole (art. Art. D.315-8 du code rural).

Toutefois, plusieurs avantages sont associés à la reconnaissance du statut de GIEE. Le ministère souligne que « les actions prévues dans les actions prévues dans un projet reconnu dans le cadre d'un GIEE bénéficieront de majoration dans l'attribution des aides ou d'une attribution préférentielle des aides. Celles-ci pourront provenir de plusieurs sources et notamment de financements européens (FEADER, FEDER, FSE,...), de l'Etat, des collectivités territoriales ou d'organismes publics (ADEME, Agence de l'eau,...) »¹⁴¹.

Néanmoins, pour contrebalancer l'enthousiasme à l'égard de ce dispositif, certains auteurs soulignent qu'« il ne débouche que sur un dispositif juridique d'incitation à la mobilisation collective au travers d'un seul outil, le groupement d'intérêt écologique et économique (GIEE), dont l'intérêt, pour les promoteurs du texte, est l'exemplarité de nouveaux modes de fonctionnement, et, pour les acteurs, une majoration des aides publiques et une dérogation au droit du travail (entraide agricole)¹⁴². Il n'est dès lors, pas certain que la dimension opérationnelle du projet agro-écologique soit à la hauteur de l'ambition de changement et de mobilisation des acteurs » (Bodiguel, 2016. Plus encore, ce même auteur souligne que « la reconnaissance de l'agro-écologie dans la loi française se limite à accorder des aides à des projets qui doivent faire modèle sans pour autant changer le modèle dominant. Il s'agit d'une politique publique d'adaptation douce et non contraignante dont la mise en œuvre dépend d'incitations financières et ne propose pas véritablement une nouvelle gouvernance locale puisque les GIEE sont aux mains des chambres d'agriculture » {Bodiguel, 2016 #3756}.

s'agit d'un projet de démarche collective en viticulture de recherche- expérimentation-retour, dans le but d'arrêter l'utilisation d'herbicides (en inter-rang et dans le cavaillon) et de lutter contre l'érosion des sols. Pour cela, le groupe de viticulteurs a ciblé 3 thématiques d'essai : l'implantation d'une plante couvrante - la piloselle, le labour du cavaillon avec un outil spécifique et l'implantation d'espèces sauvages locales de landes sèches.

¹⁴¹ <http://agriculture.gouv.fr/les-groupements-dinteret-economique-et-environnemental-giee>, consulté le 12 mai 2016.

¹⁴² Art. L.315-2 c. rur. : « Pour permettre la reconnaissance d'un groupement comme groupement d'intérêt économique et environnemental, le projet pluriannuel mentionné à l'article L.315-1 doit : « 1° Associer plusieurs exploitations agricoles sur un territoire cohérent favorisant des synergies ; 2° Proposer des actions relevant de l'agro-écologie permettant d'améliorer les performances économique, sociale et environnementale de ces exploitations, notamment en favorisant l'innovation technique, organisationnelle ou sociale et l'expérimentation agricole ; 3° Répondre aux enjeux économiques, sociaux et environnementaux du territoire où sont situées les exploitations agricoles concernées, notamment ceux identifiés dans le plan régional de l'agriculture durable mentionné à l'article L.111-2-1, en cohérence avec les projets territoriaux de développement local existants ; 4° Prévoir les modalités de regroupement, de diffusion et de réutilisation des résultats obtenus sur les plans économique, environnemental et social. » Voir les actuels appels à candidature pour la reconnaissance des GIEE en région sur <http://agriculture.gouv.fr/Appels-a-projets-GIEE-en-regions> (consulté le 26 mai 2015).

Cependant, l'ensemble des dispositifs envisagés repose sur les services écosystémiques et requiert des outils pour assurer leur mise en œuvre. Les paiements pour services environnementaux sont largement identifiés comme les outils idoines pour ce faire. Tout en apparaissant insuffisante à bien des égards (Karsenty, 2011 ; Langlais, 2013 ; 2016a; Wunder, 2015), l'une des définitions les plus reprises dans la littérature consacrée aux PSE reste celle de Sven Wunder selon laquelle « une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental (SE) bien défini (ou un usage des sols à même de sécuriser ce service) est « acheté » par un (au minimum) acheteur de SE à un (au minimum) fournisseur de SE si et seulement si le fournisseur de SE sécurise la fourniture de ce SE (conditionnalité) ». Plus généralement, les PSE reposent sur un parallélisme entre ceux qui fournissent des services environnementaux et qui doivent être payés pour le faire et ceux qui bénéficient des services environnementaux et qui doivent les payer (Pagiola and Platais, 2005). Ce parallélisme n'est pas sans poser certaines interrogations juridiques (Langlais, 2013 ; à paraître-a).

SECTION 2- Les PSE comme outils de protection des services écosystémiques

La littérature consacrée aux PSE ne vise pas spécifiquement les services rendus par les élevages, lesquels peuvent toutefois être appréhendés plus largement par les travaux consacrés aux paiements pour services environnementaux. La notion de PSE est une notion caméléon tant par la nature privée ou publique de la régulation applicable à ces outils (paragraphe 1) que par l'esprit qui anime les paiements pour services environnementaux (paragraphe 2).

Paragraphe 1 : Les PSE, un outil économique de régulations juridiques publiques comme privées

Cette diversité de nature juridique des PSE est régulièrement soulignée : « Ces mécanismes présentent l'originalité d'être construits à partir de plusieurs types de régulations juridiques. Aussi sont-ils créés et mis en œuvre, parfois en recourant à une régulation publique, entendue comme des normes juridiques unilatérales imposées par l'autorité publique, parfois le sont-ils en recourant à une régulation privée, entendue comme des normes négociées entre des parties prenantes en dehors de toute référence au droit positif, et parfois encore sont-ils le résultat d'une combinaison de régulations publiques et privées » (Pomade, 2016).

Cette diversité permet aux paiements pour services environnementaux d'embrasser une très grande variété de dispositifs, y compris des outils d'ores et déjà existants. Dans le cadre de l'agriculture, les paiements pour services environnementaux s'appuyant sur une régulation publique relèvent largement de la Politique agricole commune (A). L'exemple-type de paiement pour services environnementaux s'appuyant sur une régulation privée a également un lien étroit avec l'agriculture. Il s'agit de l'exemple de Vittel-Perrier (2°).

1°) Les paiements pour services environnementaux et la PAC

Le financement des services rendus par l'agriculture à l'environnement dans le cadre de la Politique agricole commune n'est pas nouveau. On retrouve d'ores et déjà cette idée dans la promotion d'une agriculture multifonctionnelle. Plusieurs auteurs se sont d'ailleurs attachés à définir le modèle d'agriculture multifonctionnelle par la notion de service (Aznar, 2014 ; Aznar *et al.*, 2007; Bourgeois *et al.*, 2000 ; Lacombe, 1998 ; Lacombe and Guiheneuf, 2000). C'est ce qu'ont extrait les auteurs du lexique des qualificatifs de l'agriculture pour caractériser la notion de « services » : « Expression née chez les économistes pour désigner un modèle d'agriculture multifonctionnelle, qui s'appuie sur la valorisation de ressources du rural pour offrir des services diversifiés (offre de produits de qualité, entretien de l'espace, services touristiques, etc.) à une population urbaine qui aujourd'hui voit dans le milieu rural un espace de vie et d'emploi » (Pervanchon and Blouet, 2002). La multifonctionnalité selon laquelle l'agriculture n'assure pas seulement une fonction économique de production de biens alimentaires mais également des fonctions sociales et environnementales est par ailleurs considérée comme inhérente à l'agriculture (Bodiguel, 2003; Couturier, 2000). L'affirmation de ce rôle pluriel joué par l'agriculture trouvera un écho dans le droit européen¹⁴³ et de façon particulièrement explicite dans le droit français¹⁴⁴. Cette terminologie

¹⁴³ Union Européenne, 1999. Règlement (CE) n°1257/1999 du Conseil du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA) et modifiant et abrogeant certains règlements. *Journal officiel* n°L. 160 du 26/06/1999 p. 0080-0102.

associée aux différentes fonctions de l'agriculture n'a pas survécu, lui est aujourd'hui préféré un autre vocabulaire, attaché désormais aux performances de l'agriculture (Bonnal *et al.*, 2012).

Il n'en demeure pas moins que cette approche par services au sein de la PAC perdure pour souligner l'action agricole en faveur de la préservation de l'environnement. Plus encore, elle tend à s'affirmer et à se matérialiser à travers la notion encore émergente de paiements pour services environnementaux sans que cette dernière apparaisse en tant que telle dans les textes juridiques. D'une part, l'approche par services environnementaux s'affirme au sens où elle tend à véhiculer « une nouvelle image de l'environnement, celle non pas de contraintes environnementales mais plutôt celles d'opportunités environnementales » (Langlais, 2016a). Cette approche a également été portée à l'échelle internationale par la FAO dans une étude en 2007 intitulée « payer les agriculteurs pour les services environnementaux » (FAO, 2007). Cette vision est par ailleurs accompagnée d'une professionnalisation de l'action environnementale (Langlais, 2016a) nous éloignant de l'image de l'agriculteur considéré comme un jardinier de la nature (Baillet and Naquet, 2015; Collomb, 1977). Or précisément, cette image n'est pas considérée comme valorisante : « Nous ne sommes pas des jardiniers de la nature, comme certains politiques nous considèrent. L'agriculture française est une agriculture de pointe, avec une sécurité sanitaire, une exigence de qualité, mises en concurrence avec d'autres pays qui n'ont pas les mêmes contraintes. Il faut laisser les agriculteurs travailler » (citation d'un représentant de l'Union des syndicats agricoles) (Baillet and Naquet, 2015).

D'autre part, l'action agricole en faveur de la préservation de l'environnement tend également à se matérialiser. Au sein des textes juridiques européens supports de la PAC, il est fait mention de paiements agro-environnementaux et non plus d'aides agro-environnementales, même si dans les faits, il s'agit toujours d'une aide. Par ailleurs, il est fait référence non plus globalement à l'environnement mais plus spécifiquement aux services environnementaux fournis et ce dès 1999¹⁴⁵ ou aux biens environnementaux¹⁴⁶ produits (Langlais, 2016a). Toutefois, persiste un certain décalage entre le discours et la réalité juridique.

En particulier, sans changer le système juridique, certains auteurs n'ont pas hésité à classer parmi les PSE, les MAE (Laurans *et al.*, 2011). Dans ce cas, les PSE « pourraient n'être qu'un habillage pour renforcer la légitimité des aides existantes en faveur de la protection de l'environnement ou bien n'être qu'une appellation générique pour désigner l'ensemble des dispositions financières en faveur de la protection de l'environnement » (Langlais, à paraître-a). En effet, l'idée classique d'une rémunération pour services rendus ne cadre pas avec la logique des paiements agro-environnementaux fondés sur une indemnisation des bénéficiaires pour une partie ou la totalité des coûts supplémentaires et des pertes de revenus résultant des engagements pris¹⁴⁷. Plus encore, le maintien de cette approche s'inscrit dans le respect des règles économiques de l'OMC. Le paragraphe 12 intitulé "Versements au titre de programmes de protection de l'environnement de l'annexe 2 de l'accord OMC" indique que « a) Le droit à bénéficier de ces versements sera déterminé dans le cadre d'un programme public clairement défini de protection de l'environnement ou de conservation et dépendra de l'observation de conditions

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A31999R1257> ;

p.80 : « Considérant que, selon l'article 32, paragraphe 2, point a), du traité, dans l'élaboration de la politique agricole commune et des méthodes spéciales pour son application, il sera tenu compte du caractère particulier de l'activité agricole découlant de la structure sociale de l'agriculture et des disparités structurelles et naturelles entre les diverses régions agricoles ».

¹⁴⁴ L. n° 99-574, 9 juill. 1999 d'orientation agricole, JO du 10 juill. 1999 : Selon l'article 1-I « La politique agricole prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire, en vue d'un développement durable ».

¹⁴⁵ Union Européenne, 1999. Règlement (CE) n° 1257/1999 du Conseil du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA) et modifiant et abrogeant certains règlements. *Journal officiel* n° L 160 du 26/06/1999 p. 0080-0102.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A31999R1257>

¹⁴⁶ Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au comité économique et social européen et au Comité des régions, « La PAC à l'horizon 2020 : alimentation, ressources naturelles et territoire, relever les défis de l'avenir », COM(2010) 672.

¹⁴⁷ Union Européenne, 2013. Règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil. *Journal officiel* n°L.347 du 20/12/2013 p.0487-0548.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?qid=1474285117425&uri=CELEX:32013R1305>

Art. 28 §. 6. Cet article prévoit également que « Le cas échéant, ils peuvent également couvrir les coûts de transaction à concurrence d'une valeur maximale de 20% de la prime versée pour les engagements agroenvironnementaux et climatiques ».

spécifiques prévues par ce programme public, y compris les conditions liées aux méthodes de production ou aux intrants ; b) Le montant des versements sera limité aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public ». Les débats doctrinaux sur la qualification d'aides ou de rémunération et la volonté de répondre aux critères de la boîte verte de l'OMC rappellent en effet la puissance des règles économiques (Boy, 2000). Pour sortir de cette impasse quant au caractère rémunérateur des PSE, des travaux tendent à s'intéresser, dans les limites offertes par les règles de concurrence, au potentiel financier des mesures agro-environnementales. Sont ainsi explorées les marges de manœuvre relatives aux modalités de calculs des coûts et pertes de revenus des MAEC pour les rendre financièrement plus incitatives.

D'autres formes de PSE fondé sur des mécanismes de régulation privée existent également.

2°) Les PSE fondés sur des mécanismes de régulation privée : l'exemple de Vittel

Considéré comme étant le PSE idéal mais restant un cas relativement isolé, l'expérience de Vittel est régulièrement rappelé comme étant une *success story* (Boisset, 2008 ; Perrot-Maitre, 2006 ; Pomade, 2016).

L'histoire a notamment été retracée de façon précise par Adélie Pomade : « Au début des années quatre-vingt, la Compagnie Vittel réalisa que l'intensification de l'agriculture et de l'élevage aux abords des zones de captage de l'eau de Vittel posait un risque d'augmentation conséquente du taux de pesticides et de nitrates à la source (Pomade, 2016). Pour continuer à exploiter l'eau de source, la Compagnie dut convaincre les fermiers de changer leurs pratiques agricoles. Pour y parvenir, Vittel lança en 1989 un programme interdisciplinaire de recherche en collaboration avec l'Institut national pour la recherche agronomique (INRA).

(...) Le mécanisme de PES développé dans le cas de Vittel est simple sur la forme. Soit il repose sur des accords conventionnels des signés entre Vittel et les fermiers, soit il repose sur des engagements contractuels entre Agrivair, une filiale de Vittel, et des fermiers. Dans ce dernier cas, Agrivair se porte acquéreur de terres rachetées à des fermiers ne souhaitant pas participer au PSE pour les proposer en usufruit à des fermiers désireux de s'impliquer dans le projet. Ce mécanisme construit sur la base de régulation privée a offert une grande liberté aux parties concernées. La conclusion des contrats avec les fermiers a résulté d'un long processus de discussion entre les fermiers, les acteurs de la recherche et le secteur privé. Ces échanges ont conduit à un travail en profondeur sur les savoirs, les connaissances, les expériences et les données scientifiques qu'il conviendrait de prendre en compte dans les dispositions contractuelles de chacun des fermiers. Force est de constater que les savoirs de terrain et les pratiques perpétrées ont été largement privilégiés et pris en compte, de même que les attentes et les capacités d'adaptation de chaque cocontractant. À la différence des approches classiquement menées en agriculture qui focalisent sur les aspects agronomiques des pratiques, le dialogue s'est instauré afin de comprendre l'histoire des exploitants, la spécificité de leurs sols et de leurs exploitations, leur situation sociale, leur perception de l'environnement. Les approches scientifiques et économiques n'ont été introduites que longtemps après qu'un dialogue se soit installé entre Vittel et les fermiers. La présence d'intermédiaires, avant et après la conclusion des contrats, a été déterminante pour relayer, diffuser et expliciter les attentes de la Compagnie et des fermiers, expliquer et adapter les avantages techniques dont pourraient bénéficier ces derniers, offrir une assistance autant que besoin, et assurer un contrôle afin d'évaluer l'impact entre les pratiques et les changements écologiques.

Cette expérience fondée sur un puissant dialogue offre un exemple assez satisfaisant d'un PSE mis en place sur la base d'une seule régulation privée. En effet, le contrôle effectué régulièrement sur les terres exploitées a montré une diminution significative de la pollution des eaux, permettant ainsi une continuité de l'activité de Vittel. Toutefois, les effets pervers ne sont pas totalement absents du mécanisme. Cela s'est par exemple observé à l'égard des producteurs de lait. Certains fermiers séduits par la proposition de Vittel ont choisi de convertir leur production de lait en lait biologique. Cependant, ils furent confrontés à une impossibilité de vendre leur lait sur le marché du biologique. Cela tient au fait qu'en France, lorsqu'un producteur s'engage contractuellement avec une coopérative pour vendre son lait, celui-ci appartient également à la coopérative et ne peut être vendu indépendamment d'elle. Les PSE conclus avec Vittel n'ayant pas été pensés en articulation avec la régulation publique instaurant un mécanisme de dépendance entre les fermiers et les coopératives, et les cocontractants n'ayant pas alerté en amont l'autorité publique de ce conflit normatif, l'expérience fut, pour ces fermiers, un échec économique important ».

Outre cette variation dans l'origine de la législation support, les PSE ont également fait l'objet d'une évolution conceptuelle suscitant de nombreuses interrogations sur la nature de cet instrument.

Paragraphe 2 : l'évolution conceptuelle des PSE à la lumière de la logique de performance

Les PSE ne constituent pas des outils totalement nouveaux. Ces outils étaient d'ores et déjà utilisés dans les pays du Sud, et avaient surtout pour objet d'assurer des sources de financement pérennes à la conservation de la biodiversité (Pesche *et al.*, 2013). L'évolution des PSE à la lumière de la logique de performance économique et environnementale (Langlais, 2016b) tend à façonner une nouvelle conception des PSE que ce soit lors de sa rencontre avec les services écosystémiques (1°) et de façon parallèle celle de la monétarisation des services écosystémiques (2°).

1°) Le temps de la rencontre entre les PSE et les services écosystémiques

Cette rencontre entre les paiements pour services environnementaux et les services écosystémiques a eu lieu dans l'enceinte du *Millennium Ecosystem Assessment*. Cette évaluation planétaire des écosystèmes pour le millénaire, réalisée à la demande du secrétaire général des Nations Unies, a mis à l'agenda politique la notion de service écosystémique, à savoir les services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain. Dans le même temps, les PSE émergent comme pendant opérationnel des services écosystémiques.

La rencontre entre les notions de PSE et de services écosystémiques appartenant initialement à deux logiques différentes a suscité d'importantes discussions doctrinales sur la distinction entre services écosystémiques, services rendus par les écosystèmes et les services environnementaux, ceux rendus par l'activité humaine aux écosystèmes (Barnaud *et al.*, 2011)¹⁴⁸. Ces efforts terminologiques contribuent à apaiser les critiques liées aux risques de marchandisation de la nature (Ledant, 2008; Maris, 2014) et à réconcilier ceux qui affirment que les PSE ne sont pas des instruments de marché (Broughton and Pirard, 2011; Karsenty and Ezzine de Blas, 2014).

Une autre source d'apaisement provient également de l'origine essentiellement publique des sources de financement nées des outils auxquels la qualification de PSE a été attribuée. En effet, les acteurs participant à la préservation de l'environnement via ces outils restaient sensiblement les mêmes. Il s'agit essentiellement des acteurs étatiques. En outre, nombre d'outils ne semblent en réalité changer que de nom. L'exemple typique à cet égard est celui des mesures agro-environnementales ou paiements agro-environnementaux. Identifiés parmi les principaux PSE, ils ne modifient cependant ni le paysage juridique ni la gouvernance juridique. S'agit-il dès lors d'un simple habillage terminologique ou d'un véritable nouvel outil ? (Langlais, 2013). Nous nous retrouvons donc dans des schémas devenus classiques d'articulation entre la réglementation et les outils économiques pour favoriser la protection de l'environnement.

Les récentes évolutions qui tendraient à réconcilier les deux terminologies à travers la notion de paiements pour la préservation des services écosystémiques (Groupe Caisse des Dépôts - Mission économie de la biodiversité, 2014) ne lèvent pas toutes les difficultés car « elle reporte tout le poids de la réflexion sur les services écosystémiques » (Langlais, 2016a).

« En effet, comme nous l'avons spécifié les PSE tendent à évoluer vers des paiements pour la préservation des services écosystémiques. En ce sens, ils captent également les efforts d'évaluation qui sont menés à l'encontre des services écosystémiques. Dans la mesure où ces derniers sont définis comme les services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain, la rémunération pourrait donc logiquement s'appuyer sur des indicateurs de performance liés à l'écosystème mais également au bien-être humain » (Langlais, 2016a). En outre, l'attribution controversée d'une valeur monétaire aux services écosystémiques participe également à cette logique de performance environnementale (Roche *et al.*, 2016).

2°) Les paiements pour services environnementaux et la monétarisation des services écosystémiques

¹⁴⁸ La définition de la FAO avait pu compliquer les choses dans la mesure où elle proposait de considérer les services environnementaux comme un sous-groupe de services écosystémiques caractérisés par des externalités », FAO, op. cit., p. 7.

Lorsque l'on se réfère aux travaux initiateurs de l'attribution d'une valeur monétaire aux services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997), l'idée véhiculée est que l'apport des services fournis par les écosystèmes est largement sous-évalué en raison d'une absence d'évaluation monétaire. Dès lors, la prise de conscience de l'importance de prendre soin des services écosystémiques passe par une évaluation monétaire susceptible de refléter la valeur environnementale à protéger.

La reconnaissance de cette vision monétarisée des services écosystémiques à travers les travaux du TEEB, « The Economics of Ecosystems and Biodiversity », l'économie des écosystèmes et de la biodiversité dont on trouve une synthèse des principales conclusions en 2010 (2010) amorce en réalité un second temps d'évolution des PSE (Langlais, 2016b). En effet, cette étude va donner une visibilité institutionnelle et surtout politique à ces travaux sur la monétarisation des services. Plus encore, cette même étude va s'imposer comme un référentiel décisionnel dans les enceintes internationales (Langlais, à paraître-b). Plus encore, elle marque également l'entrée vers une véritable recherche d'investissement dans la nature. Alors que le MEA en 2005, mettait la notion de service écosystémique à l'agenda politique en adoptant une approche jugée anthropocentrée et utilitariste de la nature, le rapport TEEB, sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité, sous la houlette de Pavan Sukdhev, s'attache quant à lui à la valeur économique de la nature à travers la notion de capital naturel. Il y est notamment recommandé d'« estimer l'inestimable » afin de « mieux mesurer pour mieux gérer ». Plus encore, le capital même naturel reste un capital et donc un facteur de production. En d'autres termes, il s'agit d'un « un capital mobilisable pour la production de biens et de services économiques » (Bourg and Papaux, 2015) qu'il convient de fructifier (Langlais, à paraître-b).

Il en résulte également la présence de nouveaux acteurs. En ce sens, nous pouvons mentionner plusieurs exemples d'implication des entreprises privées dans le capital naturel et donc leur intérêt à cet égard : il s'agit tout d'abord de la Déclaration du Capital naturel de juin 2012, et intitulée « Une déclaration du secteur financier démontrant notre engagement au sommet de Rio +20 pour tendre vers l'intégration des considérations liées au capital naturel dans les produits et services financiers pour le 21^{ème} siècle ». De façon encore plus concrète, il s'agit également de plateformes permettant aux entreprises d'investir dans des infrastructures naturelles : le World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) a lancé la « Natural infrastructure for business platform »¹⁴⁹. Ces implications répondent, par ailleurs, au besoin de responsabilité sociale des entreprises (RSE) (Béranger, 2015 ; Meier and Schier, 2009 ; Parachkévova, 2015).

Cette évolution des acteurs dans l'investissement en faveur de la nature n'est pas non plus sans conséquence sur les formats de paiement que les PSE sont susceptibles d'englober. Alors que dans une sphère publique, ils peuvent prendre la forme d'aides contractualisées, ils peuvent prendre ici la forme de produits financiers. En effet, le fait pour les biens et services environnementaux d'être hors du commerce et donc des échanges marchands, n'exclut pas toute référence marchande à l'égard de la nature, qui se manifeste désormais sous une forme dématérialisée (Langlais, à paraître-b; Martin, 2015). En particulier en raison du recours à des titres environnementaux¹⁵⁰, certains auteurs ont ainsi pu conclure « qu'il ne s'agit pas de négocier des éléments de l'environnement (on pourrait envisager le marché des matières premières comme un marché « environnemental »), mais de favoriser l'apparition de nouveaux instruments au service des politiques environnementales » (Trébulle, 2011). Néanmoins, pour reprendre les propos de Gilles Martin, « dans cette hypothèse, le bien et les services (par ex. la biodiversité et les services qu'elle fournit) demeurent alors dans leur matérialité hors du commerce juridique, mais des titres dématérialisés représentent l'investissement nécessaire à leur production et à leur gestion. Ces titres sont évidemment des biens dans le commerce juridique ; ils peuvent être acquis et revendus et rien ne s'oppose à ce qu'ils puissent demain être négociés » (Martin, 2015).

La nature des PSE n'apparaît donc pas totalement stabilisée. Elle réagit à la façon dont les acteurs publics ou privés se saisissent de la biodiversité.

¹⁴⁹ www.naturalinfrastructureforbusiness.org

¹⁵⁰ L'exemple le plus connu étant celui développé dans le cadre des marchés de quotas de gaz à effet de serre.

OMC – TAFTA et les enjeux d’une agriculture européenne de qualité

L’agriculture européenne est souvent aux prises avec l’OMC pour imposer une agriculture européenne de qualité. L’affaire célèbre du bœuf aux hormones témoigne de rapports conflictuels entre l’OMC et l’Union européenne autour d’une vision différente de l’agriculture. Cette affaire opposait l’Union européenne aux Etats Unis et au Canada devant l’organe de règlement des différends à propos d’une législation européenne visant précisément à interdire les substances hormonales stimulant la croissance du bétail (Blin, 1999). Ce contentieux qui a démarré en 1996 s’est achevé en 2009 après un accord commercial conclu : le maintien de la législation européenne a été obtenu en contrepartie de l’ouverture du marché européen à des produits sans hormones. Cette articulation entre la législation européenne et celle de l’OMC s’est également traduite par un façonnage de la politique agricole commune.

C’est le cas des mesures de soutien de la PAC et tout spécialement celles à visée environnementales rédigées à la lumière des logiques de boîtes de l’OMC. De même, l’évolution de ces mesures de soutien et le « paradis de la boîte verte » (Velilla, 2011) reste suspendue à l’issue de l’accord de Doha qui s’enlise.

C’est également dans d’autres enceintes, de nature bilatérale, cette fois-ci que l’Union européenne va tenter d’imposer sa vision agricole. C’est en particulier le cas à travers les négociations menées avec les Etats-Unis et le Canada. L’un des points cruciaux en discussion concerne une large ouverture des marchés européens du côté américain conditionnée par une condition sine qua none de Bruxelles, celle de la reconnaissance préalable des indications géographiques. Les négociations étant encore en cours, de nombreuses incertitudes pèsent sur le contenu de celui-ci. Toutefois, certaines données sont à considérer et parmi celles-ci figurent en premier lieu, le conflit historique et récurrent avec ces partenaires commerciaux sur les produits agricoles et l’agriculture en général. En second lieu, ce sont des données politiques qui bouleversent les négociations à venir : Le quatorzième round de négociations sur le traité de libre-échange transatlantique avec les Etats-Unis (*Transatlantic Trade and Investment Partnership [Tafta] ou Transatlantic Trade and Investment Partnership [TTIP]*) prévu du 11 au 15 juillet 2016¹⁵¹ s’est déroulé dans un climat peu favorable. Fervent défenseur du Traité, Barak Obama et son administration devrait quitter leurs fonctions d’ici peu. En outre, du côté européen, le Brexit, c’est-à-dire la sortie du Royaume-Uni de l’Union européenne (UE), principal allié de Washington « risque de chambouler tout l’agenda commercial de l’UE ». (*Le Monde*, « Traité transatlantique : les européens espèrent encore avancer, malgré le brexit 11 juillet 2016).

¹⁵¹ http://ec.europa.eu/trade/policy/in-focus/ttip/index_fr.htm

Références bibliographiques

Aznar, O., 2014. Agriculture de services : quelques éléments d'analyse économique *Pour*, 2014/1 (221): 79-86.

Aznar, O.; Guérin, M.; Perrier-Cornet, P., 2007. Agriculture de services, services environnementaux et politiques publiques : éléments d'analyse économique. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2007/4: 573-587.

Baillet, P.-Y.; Naquet, M., 2015. L'espoir fauché des agriculteurs. *Politis.fr*.
<http://www.politis.fr/articles/2015/09/lespoir-fauche-des-agriculteurs-32265/>

Barnaud, C.; Antona, M.; Marzin, J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 11 (1).
<http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.10905>

Barthélémy, F.; Grimot, M., 2006. *Rapport sur la simplification de la réglementation des installations classées*. Paris: Ministère de l'écologie et du développement durable, (IGE/05/032), 82 p. rapport public.
<http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/064000347/index.shtml>

Béranger, H., 2015. « Émergence d'un véritable "Droit de la RSE" ». - 3 questions à Virginie Mercier, maître de conférences HDR, et à Stéphanie Brunengo-Basso, avocate à la Cour, BBLM Avocats, maître de conférences associé, codirectrices de l'IPEEDD (EA 4224) - Aix Marseille Université. *La Semaine Juridique - Edition Générale*, 21: 1026. http://www.lexisnexis.fr/droit-document/article/la-semaine-juridique-edition-generale/21-2015/609_PS_SJG_SJG1521AL00609.htm#.V5tERHpMhbE

Billet, P., 2007. Les principales dispositions de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques intéressant l'agriculture. *Revue de Droit Rural*, 351: 101.

Billet, P., 2009. L'enregistrement, nouveau régime d'autorisation des installations classées. A propos de l'ordonnance n° 2009-663 du 11 juin 2009 relative à l'enregistrement de certaines installations classées pour la protection de l'environnement. *Semaine Juridique Administrations et Collectivités territoriales*, 27.

Blin, O., 1999. La politique sanitaire de la Communauté européenne à l'épreuve des règles de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) : le contentieux des hormones. *Revue trimestrielle de droit européen (RTDE)*, (1): 43-57. <http://publications.ut-capitole.fr/10520/>

Blumann, C., 2004. L'écologisation de la PAC ou le verdissement de l'Europe Verte. *Revue des Affaires Européennes*, 4: 531.

Blumann, C., 2014. L'écologisation de la politique agricole commune - Etude par Claude BLUMANN professeur émérite de l'université Panthéon-Assas (Paris II)Chaire Jean Monnet de droit européen. *Revue de Droit Rural*,

425: 24. http://www.lexisnexis.fr/droit-document/article/revue-droit-rural/425-2014/018_PS_DRU_DRU1408ED00018.htm#.V5tDn3pMhbE

Bodiguel, L., 2003. Multifonctionnalité de l'agriculture et dispositifs agro-environnementaux. Interrogations sur l'efficacité de la norme. *Revue de Droit Rural*, 317: 606-612.

Bodiguel, L., 2015. Quand le droit agro-environnemental transcende le droit rural. Réflexions suite à la loi d'Avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014. *Revue de Droit Rural*, 430: 43. [http://www.academia.edu/11923499/Quand le droit agro-environnemental transcende le droit rural. R%C3%A9flexions suite %C3%A0 la loi d'Avenir pour lagriculture l'alimentation et la for%C3%AAt de 2014](http://www.academia.edu/11923499/Quand_le_droit_agro-environnemental_transcende_le_droit_rural. R%C3%A9flexions suite %C3%A0 la loi d'Avenir pour lagriculture l'alimentation et la for%C3%AAt de 2014)

Bodiguel, L., 2016. *Rapport individuel au programme de recherche Alterphyto « Approches juridiques des protections alternatives contre les ennemis des cultures », programme de recherche pesticides-Ecophyto 2018*. Paris: MEDDE-ONEMA, « changer les pratiques agricoles pour préserver les services écosystémiques ». n.p.

Boisset, G., 2008. *Les systèmes de paiements pour services environnementaux (PSE) et l'eau : des opportunités pour aider les agriculteurs ?*. Mastère Spécialisé en Gestion de l'Eau. ENGREF, AgroParisTech, Paris. 21 p. <http://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/mtp-synth08-Boisset.pdf>

Boivin, J.P., 2009. Le régime de l'enregistrement une troisième voie entre attentes et déceptions ? *Bulletin de droit de l'environnement industriel (BDEI)*, suppl. au numéro 24: 1-12.

Bonnal, P.; Bonin, M.; Aznar, O., 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12 (3). <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.12882>

Bonny, S., 1994. Les possibilités d'un modèle de développement durable en agriculture : le cas de la France. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 23 (23): 5-15. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01206253>

Bourg, D.; Papaux, A., 2015. *Dictionnaire de la pensée écologique*. Presses Universitaires de France, 1858 p. <https://books.google.fr/books?id=gfsICwAAQBAJ>

Bourgeois, L.; Le Guen, R.; Valceschini, E., 2000. Quatre scénarios pour 2015. Dossier " Agricultures et territoires ". *Chambres d'agriculture*, 890: 14-36.

Boutonnet, M., 2008. La reconnaissance du préjudice environnemental. *JCL Environnement*, 2.

Boy, L., 2000. Contrat agri-environnemental: Aide ou remuneration? (Agri-environmental Contracts, Subsidies or Payments. With English summary.). *Économie rurale*, (260): 52-65. <http://economierurale.revues.org/>

Broughton, E.; Pirard, R., 2011. *Instruments de marché pour la biodiversité : la réalité derrière les termes*. Institut du développement durable et des relations internationales: IDDRI, Analyses, (3/11), 50-p. http://www.iddri.org/Publications/Collections/Analyses/AN_1103_MBI_broughton_pirard_FR.pdf

Camproux-Duffrene, M.-P., 2008. Un statut juridique protecteur de la diversité biologique ; regard de civiliste. *Revue juridique de l'environnement*, 33 (1): 33-37. http://www.persee.fr/doc/rjenv_0397-0299_2008_hos_33_1_4697

Club de Rome; Meadows, D.H.; Meadows, D.; Randers, J.; Behrens, W., 1972. *The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York: Universe Books (Potomac associates Books), 205 p.

Collomb, G., 1977. Les agriculteurs, jardiniers de la nature ? Le cas du Beaufortin. *Études rurales*, 66 (1): 37-42. <http://dx.doi.org/10.3406/rural.1977.2203>

Conan, H., 2002 Réflexions sur les aspects contractuels et réglementaires de la gestion des sites Natura 2000 *Revue de Droit Rural*, 308: 613.

Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>

Couturier, I., 2000. *La diversification en agriculture: aspects juridiques*. Paris: Éd. l'Harmattan (*Logiques juridiques*), 557 p.

Daily, G., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Washington: Island Press, 392 p. <https://books.google.fr/books?id=QYJSzDfTjEC>

de Groot, R.S., 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Groningen: Wolters-Noordhoff, 315 p.

De La Raudière, L.; Palat, P., 2010. *Simplification de la réglementation et amélioration de la compétitivité industrielle*. Paris: Ministère de l'Industrie, 71-p. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/104000581.pdf>

de Ravignan, A., 2011. Europe : le climat n'aime pas la viande. *Alternatives économiques*, 301: 50-50. <https://www.cairn.info/magazine-alternatives-economiques-2011-4-p-50.htm>

Deguerge, M., 2015. L'intégration du concept d'agroécologie en droit : état des lieux et perspectives. *Droit de l'Environnement*, 230: 15. <http://inset.base-alexandrie.fr/Record.htm?idlist=1&record=19252889124910700619>

Demeester, M.-L., 2016. La notion d'agriculture durable à l'épreuve de la réalité. In: Demeester, M.-L.; Mercier, V., eds. *L'agriculture durable. Essai d'élaboration d'un cadre normatif*. Aix-Marseille: Presses universitaires d'Aix-Marseille (Collection de l'Institut de Droit des Affaires), p.55.

Demeester, M.-L.; Mercier, V., 2016. *L'agriculture durable, Essai d'élaboration d'un cadre normatif*. Aix-Marseille: Presses universitaires d'Aix-Marseille (Collection de l'Institut de Droit des Affaires), 645 p.

Desmoulin-Canselier, S., 2016. De la sensibilité à l'unicité : une nouvelle étape dans l'élaboration d'un statut sui generis pour l'animal ? *Recueil Dalloz*: 360.

Doussan, I., 2002a. *Activité agricole et droit de l'environnement, l'impossible conciliation ?* Paris: L'Harmattan (Logiques juridiques), 485 p.

Doussan, I., 2002b. Droit, agriculture, environnement : bilan et perspectives ou dépôt de bilan en perspective ? *Droit de l'Environnement*, 99: 156-162. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364658/en/>

Doussan, I., 2002c. L'application du droit de l'environnement aux élevages. *Revue de Droit Rural*, 304: 365-368. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364660/en/>

Doussan, I., 2005a. Brèves réflexions sur la " conditionnalité " des aides agricoles et les " bonnes conditions agricoles et environnementales ". *Droit de l'Environnement*, 126: 46-48. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364639/en/>

Doussan, I., 2005b. Considérés comme des " sous-produits ", les effluents d'élevage répandus en violation des règles protectrices de l'environnement échappent à la qualification de déchet. *Droit de l'Environnement*, 134: 286-287. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364623/en/>

Doussan, I., 2005c. La modification des seuils concernant les élevages d'animaux. *Droit de l'Environnement*, 131: 193-193. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364633/en/>

Doussan, I., 2009a. Droit des pollutions azotées d'origine agricole. *Jurisclasseur Environnement et Développement durable*, Fasc. 4090: 1-44.

Doussan, I., 2009b. Les services écologiques : un nouveau concept pour le droit de l'environnement ? *Colloque : La responsabilité environnementale, prévention, imputation, réparation*. Le Mans. Editions Dalloz, 125-141.

Doussan, I., 2012. La représentation juridique de l'environnement et la Nomenclature des préjudices environnementaux. In: Neyret, L.; Martin, G.J., eds. *Nomenclature des préjudices environnementaux*. Issy-les-Moulineaux: L.G.D.J Lextenso éditions, 103-122. <https://hal-emse.ccsd.cnrs.fr/AO-DROIT/halshs-00727070v1>

Doussin, J.P., 2001. Le principe de précaution en matière de sécurité des aliments, démarches rationnelle ou irrationnelle ? *Option Qualité*, 193: 11-15.

Dubois, D., 2016. *Normes agricoles : retrouver le chemin du bon sens : Rapport d'information fait au nom de la commission des affaires économiques par le groupe de travail « normes agricoles » sur les normes en matière agricole*. Paris: Sénat, 92 p. <https://www.senat.fr/rap/r15-733/r15-7331.pdf>

Ernst Young and International; Institut de l'Elevage, 2007. *Evaluation du paiement à l'extensification. Rapport final - Synthèse*. Bruxelles: Commission Européenne - Direction Générale Agriculture, 7-p. http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/paiement/ex_sum_fr.pdf

European Food Safety, A., 2004. Opinion of the Scientific Panel on Animal Health and Welfare (AHAW) on a request from the Commission related to welfare aspects of the main systems of stunning and killing the main commercial species of animals. *EFSA Journal*, 2 (7): n/a-n/a. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2004.45>

European Food Safety, A., 2006. Opinion of the Scientific Panel on Animal Health and Welfare (AHAW) on a request from the Commission related with the welfare aspects of the main systems of stunning and killing applied to commercially farmed deer, goats, rabbits, ostriches, ducks, geese. *EFSA Journal*, 4 (3): 1-18. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2006.326>

Falaise, M., 2012. Bien-être animal et abattage : la nouvelle donne européenne. *Revue de l'union européenne*, 558: 331.

Falaise, M., 2013. La protection animale au sein de l'Union européenne. *Revue de l'union européenne*, 572: 551.

FAO, 2007. *Paying farmers for environmental services*. Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, The state of Food an Agriculture, 210-p. <http://www.fao.org/docrep/010/a1200e/a1200e00.htm>

FAO, 2015. *Climate Change and Food Security: Risks and Responses*, 110-p. <http://www.fao.org/3/a-i5188e.pdf>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Frosch, R.A.; Gallopoulos, N., 1989. Strategies for manufacturing. *Scientific American*, 261 (3): 144-152. <http://www.is4ie.org/resources/Documents/Strategies For Manufacturing Sci American 1989.pdf>

Galais, B.; Chambert, T.; Defert, F.; Peglion, M.; Tracol, C., 2008. L'élevage intensif a-t-il sa place dans une agriculture durable ? *Conférence-débat Agropolis Museum (cycle Controverses)*. Montpellier, 7 avril 2008, 9 p. http://www.museum.agropolis.fr/pages/savoirs/elevage_intensif/rapport_final.pdf

Garric, A., 2014. « Ferme des mille vaches » : les raisons du conflit. *Le Monde.fr* (2014/09/16), http://www.lemonde.fr/planete/article/2014/09/16/la-ferme-des-mille-vaches-retour-sur-trois-ans-de-conflits_4487536_3244.html

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>

Gillig, D., 2009. L'impact de la loi du 17 février 2009 pour l'accélération des programmes de construction et d'investissement publics et privés sur le droit des installations classées. *Environnement*, 4.

Gourin, D., 2016. Nitrates : la Bretagne sur le bon chemin. *Ouest-France.fr* (2016-06-29), <http://www.ouest-france.fr/bretagne/nitrates-la-bretagne-sur-le-bon-chemin-4333859>

Groupe Caisse des Dépôts - Mission économie de la biodiversité, 2014. *Les paiements pour préservation des services écosystémiques comme outil de la conservation de la biodiversité. Cadres conceptuels et défis opérationnelles pour l'actions* Les Cahiers de biodiv' 2050 : comprendre, (1), 29-p. http://www.mission-economie-biodiversite.com/wp-content/uploads/dlm_uploads/2015/12/COMPRENDRE-N1-WEB.pdf

Guillou, M.; Guyomard, H.; Huygue, C.; Peyraud, J.L., 2013. *Le projet agro-écologique : vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement. Propositions pour le Ministre*. Paris: Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation et de la Forêt, 163-p. [http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/Agroecologie - Rapport Guillou 2013 cle0618d5.pdf](http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/Agroecologie_-_Rapport_Guillou_2013_cle0618d5.pdf)

Hermon, C., 2004. La réparation du dommage écologique, les perspectives ouvertes par la directive du 21 avril 2004. *Actualité juridique du droit administratif*, 33: 1792.

Hermon, C., 2009. La réforme du droit des installations classées. *Bulletin du droit de l'environnement industriel - BDEI*, (n° 23): 33-40.

Hermon, C., 2015. L'agroécologie en droit : état et perspective. *Revue juridique de l'environnement*, 40 (3): 407-422. <http://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2015-3-page-407.htm>

Hermon, C.; Doussan, I., 2012. *Production agricole et droit de l'environnement*. Paris: Lexis Nexis, 400 p.

Hervé-Fournereau, N.; Langlais, A., 2013. Ecosystem services : promoting new energies between European strategies on climate and biodiversity ? In: Maes, F.; Cliquet, A.; Plessis, W.d.; McLeod-Kilmurray, H., eds. *Biodiversity and Climate Change: Linkages at International, National and Local Levels*. Cheltenham: Edward

Elgar Publishing (The ICUN Academy of environmental law series), 93 p. <https://books.google.fr/books?id=-dEMAQAAQBAJ>

Houghton, J.T.; Jenkins, G.J.; Ephraums, J.J., 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, 410 p. https://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_first_assessment_1990_wg1.shtml

Huglo, C.; Maître, M.-P., 2009. La mise en place du régime d'enregistrement : une fausse réponse à un vrai problème ? *Environnement*, (8-9).

Jeanneaux, P., 2006. *Les conflits d'usage dans les espaces périurbains et ruraux français. Une approche par l'analyse économique de la décision publique*. Thèse Sciences économiques. UFR de Sciences Economiques, Université de Dijon, Dijon. 297 p. <https://metafort.cemagref.fr/activites/theses-et-post-docs/theses-soutenues/pdfs/theseJeanneaux.pdf>

Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., 2008. Les conflits d'usage du cadre de vie dans les espaces ruraux et la décision publique locale : éléments pour une analyse économique. *Économie rurale*, 2008/4 (306): 39-54. <http://economierurale.revues.org/pdf/458>

Karsenty, A., 2011. R12 : La forêt tropicale, le mécanisme REDD et les paiements pour services environnementaux. *sfecologie.org*. <https://www.sfecologie.org/regard/regards-r12-karsenty/>

Karsenty, A.; Ezzine de Blas, D., 2014. Du mesusage des métaphores. Les paiements pour services environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ? In: Lascoumes, P.; Le Gales, P., eds. *L'instrumentation de l'action publique*. Paris: Presses de Sciences Po, 161-189. http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=572390

Kirat, T.; Melot, R., 2006. Du réalisme dans l'analyse économique des conflits d'usage : les enseignements de l'étude du contentieux dans trois départements français (Isère, Loire-Atlantique, Seine-Maritime). *Développement Durable et Territoires*, 7: 1-19. <http://developpementdurable.revues.org/pdf/2574>

Lacombe, P., 1998. Les agriculteurs dans la société : Quelles fonctions ? Quels métiers ? In: Miclet, G.; Sirieix, L.; Thoyer, S., eds. *Agriculture et alimentation en quête de nouvelles légitimités*. Economica, 11-48.

Lacombe, P.; Guiheneuf, P.-Y., 2000. *Entre marché, Etat et territoires : quels scénarios pour l'agriculture française ?* Paris: La Documentation Française (Territoires 2020). http://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=coll_see&id=11371

Langlais, A., 2007. *Les déchets agricoles et l'épandage : le droit et ses applications*. Paris: Editions Technip Environnement.

Langlais, A., 2010. Les mesures renforcées de la législation "nitrates" : perspectives d'une nouvelle dynamique environnementale bretonne. *Revue juridique de l'Ouest*, 3: 313-334.

Langlais, A., 2011a. L'obligation d'évaluation environnementale interpellée par un dispositif de suppression de mesures agroenvironnementales. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (5): 125-138. <http://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2011-5-page-125.htm>

Langlais, A., 2011b. Le droit de l'environnement et la nouvelle loi d'orientation agricole : la fin d'une relation passionnelle ? *Droit de l'Environnement*, 186: 28-31.

Langlais, A., 2013. Les paiements pour services environnementaux, une nouvelle forme d'équité environnementale pour les agriculteurs ? . Réflexions juridiques. *Revue de Droit Rural*, (413): 18-27. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00825371>

<https://hal-univ-rennes1.archives-ouvertes.fr/IODE/halshs-00825371>

Langlais, A., 2015a. L'appréhension juridique de la qualité des sols agricoles par le prisme des services écosystémiques. *Revue de Droit Rural*, 435: 28-33.

Langlais, A., 2015b. Les nitrates, la France n'en sort pas ! *Revue de Droit Rural*, (436): 73-75. <https://hal-univ-rennes1.archives-ouvertes.fr/hal-01241462>

Langlais, A., 2016a. Les paiements pour services environnementaux comme réponse pertinente d'une agriculture durable ? In: Demeester, M.-L.; Mercier, V., eds. *L'agriculture durable. Essai d'élaboration d'un cadre normatif*. Aix-Marseille: Presses universitaires d'Aix-Marseille (Collection de l'Institut de Droit des Affaires), 395. <http://presses-universitaires.univ-amu.fr/lagriculture-durable>

Langlais, A., 2016b. Paiements pour services environnementaux : le droit au service d'une nouvelle visibilité de la biodiversité ? *Mondialisation & droit du développement durable sous l'angle cinématographique. Colloque EHESS*. Paris: 2016/06/14/ Colloque.

Langlais, A., 2016c. *Rapport individuel au programme de recherche Alterphyto « Approches juridiques des protections alternatives contre les ennemis des cultures », programme de recherche pesticides-Ecophyto 2018*. Paris: MEDDE-ONEMA, « changer les pratiques agricoles pour préserver les services écosystémiques », n.p.

Langlais, A., à paraître-a. A la recherche d'une définition juridique des paiements pour services environnementaux. *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux, quels questionnements juridiques ?* Paris: Presses universitaires de Rennes.

Langlais, A., à paraître-b. The naturel capital : evaluation and payments for environmental services. *Biodiversity and nature protection*. Edward Elgar Publishing (Encyclopedia of Environmental Law).

Laurans, Y.; Lemenager, T.; Aoubib, S., 2011. *Les paiements pour services environnementaux De la théorie à la mise en œuvre, quelles perspectives dans les pays en développement ?* Paris: AFD, A savoir, (7), 215-p. <http://bibliothèque.afd.fr/les-paiements-pour-services-environnementaux-de-la-theorie-a-la-mise-en-uvre-queelles-perspectives-dans-les-pays-en-developpement/>

Le Fur, M., 2010. Plaidoyer pour la défense de l'élevage français. La genèse de l'amendement " seuils installations classées élevage" dans la LMAP. *Bulletin de droit de l'environnement industriel (BDEI)*, suppl au numéro 30: 10.

Le Monde, 2016. « Ferme des mille vaches » : avis favorable de l'enquête publique pour l'extension. *Le Monde.fr* (2016/02/23), http://www.lemonde.fr/planete/article/2016/02/23/ferme-des-mille-vaches-avis-favorable-de-l-enquete-publique-pour-l-extension_4870481_3244.html

Ledant, J.-P., 2008. Acheter les services de la nature ? Une analyse des «paiements de services environnementaux» Institut pour un développement durable. <http://www.iddweb.eu/docs/Nature&Rente.pdf> [consulté:

Lesage, M., 2013. *Statut et droits de l'animal d'élevage en France : évolution, enjeux et perspectives - Analyse n° 58 | Alim'agri*. Paris: Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation et de la Forêt - Centred'Etudes et de Prospectives, Analyses, (58), 4 p. <http://agriculture.gouv.fr/statut-et-droits-de-lanimal-delevage-en-france-evolution-enjeux-et-perspectives-analyse-ndeg-58>

London, C., 2001. Documents : Santé et environnement : des approches complémentaires ? *Les Petites affiches*, (48): 4-12. <http://inset.base-alexandrie.fr/Record.htm?idlist=1&record=19137922124919551049>

Madeline, P., 2006. Les constructions agricoles dans les campagnes françaises. *Histoire & Sociétés Rurales*, 26 (2): 53-93.

Magrini, M.B.; Duru, M., 2014. Dynamiques d'innovation dans l'alimentation des bovins - lait : une analyse du processus de diffusion de la démarche « Bleu-Blanc-Cœur » et de ses répercussions. *Fourrages*, (217): 79-90. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1988>

Magrini, M.B.; Duru, M., 2015. Trajectoire d'innovation dans les systèmes laitiers français : une analyse socio-technique de la démarche "bleu-blanc-cœur". *Innovations*, 3 (48): 187-210. <http://dx.doi.org/10.3917/inno.048.0187>

Malinvaud, P., 2015. L'animal va-t-il s'égarer dans le code civil? *Recueil Dalloz*, (2): 87-88.

Marguénaud, J.-P., 1992. *L'animal en droit privé*. Paris: Presses universitaires de France, 577 p. <https://books.google.fr/books?id=80XQAAAACAAJ>

Marguénaud, J.-P., 2010. Droit des animaux : on en fait trop ou trop peu ? *Entretien au Dalloz*: 816. <https://hal-unilim.archives-ouvertes.fr/hal-00652539>

Marguénaud, J.-P., 2015. Une révolution théorique : l'extraction masquée des animaux de la catégorie des biens. *La Semaine Juridique - Edition Générale*, 10-11: 495. http://www.lexisnexis.fr/droit-document/article/la-semaine-juridique-edition-generale/10-2015/305_PS_SJG_SJG1510ET00305.htm#.V5sM03pMhbE

Maris, V., 2014. *Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae (*Sciences en questions*), 96 p.

Martin, G.J., 1992. L'eau et l'agriculture. La réparation des dommages dus à la pollution. *Revue de Droit Rural*, 205: 315.

Martin, G.J., 2015. Les « biens-environnements ». Une approche par les catégories juridiques. *Revue internationale de droit économique*, t. XXIX (2): 139-149. <http://dx.doi.org/10.3917/ride.292.0139>

Maury, C.; Harbanski, M.; Aznar, O., 2016. Emergence tardive des services écosystémiques en France. In: Méral, P.; Pesche, D., eds. *Les services écosystémiques: Repenser les relations nature et société*. Versailles: Quae (Nature et société), 141-160.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Multiscale Assessments: Findings of the Sub-Global Assessments Working Group*. Island Press, 416 p. <https://books.google.fr/books?id=wz-0AAAAIAAJ>

Meier, O.; Schier, G., 2009. *Gouvernance, éthique et RSE : état des lieux et perspectives*. Cachan: Hermes Science Publications ; Lavoisier (Collection *recherche en management*). <https://books.google.fr/books?id=97FMPgAACAAJ>

Nations Unies, 1992. *Convention sur la diversité biologique*: United Nations,, 32 p. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>

Nations Unies, 1994. *Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification*: Nations Unies,, 65 p.
<http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/conventionText/conv-fre.pdf>

OCDE, 2014. *Compendium des indicateurs agro-environnementaux de l'OCDE*. Paris: Editions OCDE.
<http://dx.doi.org/10.1787/9789264181243-fr>

Pagiola, S.; Platais, G., 2005. Introduction to Payments for Environmental Services. *ESSD Week 2005 - Learning days*: 2005 Diaporama. <http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/214584-1115796410065/20887700/IntrotoPES.ppt>

Parachkévova, I., 2015. Les obligations des fonds d'investissement au sein des sociétés cotées. *Revue des Sociétés*, (n° 2, Février 2015): p. 75. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01113064>

Perrot-Maître, D., 2006. *The Vittel payments for Ecosystem Service : "Perfect" PES Case*. London: International Institute for Environment and Development, 24-p. <http://pubs.iied.org/pdfs/G00388.pdf>

Pervanchon, F.; Blouet, A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (45): 117-136. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01202642>

Pesche, D.; Méral, P.; Hrabanski, M.; Bonnin, M., 2013. Ecosystem Services and Payments for Environmental Services: Two Sides of the Same Coin? In: Muradian, R.; Rival, L., eds. *Governing the Provision of Ecosystem Services*. Springer Netherlands (Studies in Ecological Economics), 67-86.
http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-5176-7_4

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veyssset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Pissaloux, J.-L., 2009. Des installations classées d'un troisième type : les installations soumises à enregistrement. *Bulletin de droit de l'environnement industriel (BDEI)*, 22: 5-9.

Pomade, A., 2016. Les paiements pour services environnementaux contribuent-ils à l'émergence d'un « gradient de juridicité » ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 16 Numéro 1).
<http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.17084>

Poux, X.; Romain, B., 2006. *Étude prospective stratégique de la conditionnalité des aides et évaluation ex ante de sa mise en œuvre. Note de synthèse*. Paris: Ministère de l'agriculture et de la pêche, 9-p.

<http://agriculture.gouv.fr/ministere/etude-prospective-strategique-de-la-conditionnalite-des-aides-et-evaluation-ex-ante-de-sa>

Rabhi, P., 2008. *Manifeste pour la Terre et l'humanisme : Pour une insurrection des consciences*. Arles: Actes Sud. <https://www.amazon.fr/Manifeste-pour-Terre-lhumanisme-insurrection/dp/2742778527>

Reboul-Maupin, N., 2015. Nos amis les animaux... sont désormais doués de sensibilité : un tournant et des tourments ! *Recueil Dalloz*, 10/7635: 573. <http://signal.sciencespo-lyon.fr/index.php?r=article/view&id=466026>

Roche, P.; Geijzendorffer, I.R.; Levrel, H.; Maris, V., 2016. *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques: Perspectives interdisciplinaires. Quae (Update Sciences & Technologies)*, 223 p. <https://books.google.fr/books?id=BB38CwAAQBAJ>

Scarborough, P.; Appleby, P.N.; Mizdrak, A.; Briggs, A.D.M.; Travis, R.C.; Bradbury, K.E.; Key, T.J., 2014. Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK. *Climatic Change*, 125 (2): 179-192. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-014-1169-1>

Schlegel, C., 2008. Aspects contentieux de la réforme : quels recours contre l'enregistrement ? *Bulletin de droit de l'environnement industriel (BDEI)*: 41.

Seube, J.B., 2015. Une définition de l'animal dans le code civil. *Droit & patrimoine*, 243 (janvier 2015): p. 66.

Smith, P.; Bustamante, M.; Ahammad, H.; Clark, H.; Dong, H.; Elsiddig, E.; Haberl, H.; Harper, R.; House, J.; Jafari, M.; Masera, O.; Mbow, C.; Ravindranath, H.; Rice, C.W.; Robledo Abad, C.; Romanovskaya, A.; Sperling, F.; Tubiello, F., 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Farahani, E.; Kadner, S.; Seyboth, K.; Adler, A.; Baum, I.; Brunner, S.; Eickemeier, P.; B. Kriemann; Savolainen, J.; Schlömer, S.; Stechow, C.v.; Zwickel, T.; Minx, J.C., eds. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 811-922. https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_chapter11.pdf

Stehfest, E.; Bouwman, L.; van Vuuren, D.P.; den Elzen, M.G.J.; Eickhout, B.; Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95 (1-2): 83-102. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>

TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* TEEB. <http://www.teebweb.org/>

Teyssèdre, A.; Couvet, D.; Weber, J., 2004. Le pari de la réconciliation, Biodiversité et changements globaux. In: R. Barbault (Dir.), B.C.D.e.A.T.C., ed. *Biodiversité et changements globaux : Enjeux de société et défis pour la recherche*. Paris: ADPF, 180-188.

Trébulle, F.G., 2011. Les titres environnementaux. *Revue juridique de l'environnement*, 2: p. 204.

Truilhé-Marengo, E., 2015. *Droit de l'environnement de l'Union européenne*. Larcier (Collection Paradigme – Masters), 414 p.

van Grinsven, H.J.M.; Erisman, J.W.; de Vries, W.; Westhoek, H., 2015. Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen. *Environmental Research Letters*, 10 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025002>

Velilla, P., 2011. La PAC et le cycle de Doha. *Droit rural*, n° 395 (étude 8): p. 4.

Verdure, C., 2009. Quelques observations relatives à l'interprétation de la directive 96/61/CE en matière de prévention et de réduction de la pollution. *Environnement*, 2: 22.

Walter, C.; Bispo, A.; Chenu, C.; Langlais-Hesse, A.; Schwartz, C., 2015. Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation. *Agriculture et Foncier-Concurrences entre Usages des sols et entre Usagers des sols Agricoles : la Question Foncière Renouvelée*. (Cahier Demeter), 51-68. http://www.academia.edu/download/44168190/Walter_etal_2015_services_ecosystemiques.pdf

Warsmann, J.-L., 2011. *La simplification du droit au service de la croissance et de l'emploi* Rapport au Président de la République, 422 p. <http://www.politiqumania.com/pdf/missions-temporaires/rapport-jean-luc-warsmann-simplification-droit.pdf>

Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117: 234-243. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>

5.5. Enjeux juridiques de la consommation de produits animaux

Les études juridiques consacrées à la consommation d'aliments d'origine animale sont peu nombreuses et s'inscrivent dans des axes de recherche plus généraux et disciplinaires mobilisant essentiellement le droit de la consommation, le droit de l'alimentation, le droit de l'environnement et le droit de la santé.

Concernant l'offre de consommation, la législation alimentaire est essentiellement focalisée sur la prévention des risques sanitaires tirant les leçons des dysfonctionnements juridiques qui ont été mis en évidence à la suite de la crise de l'ESB. D'autres préoccupations tendent aussi à être prises en considération par le droit pour limiter les impacts négatifs de la consommation de produits animaux. Les dispositifs juridiques actuels sont cependant de nature incitative pour promouvoir des modes de consommation de produits animaux plus vertueux au plan environnemental, social et nutritionnel, sans pour autant réduire la consommation des aliments d'origine animale (5.5.1)

Pour permettre au consommateur de choisir des aliments adéquats, la législation alimentaire a multiplié les mentions informatives obligatoires et a mis en place des dispositifs spécifiques pour encadrer l'information volontaire. La littérature juridique montre cependant les limites du paradigme informationnel pour orienter les choix de consommation. L'analyse du comportement du consommateur souligne la complexité des arbitrages, les variabilités nationales des attentes des consommateurs-citoyens, et par là même les insuffisances d'un droit incitatif et d'application volontaire focalisé sur une régulation par le marché (5.5.2).

5.5.1. L'offre de consommation et l'accès aux produits animaux : un dispositif juridique focalisé sur la prévention des risques sanitaires

Les préoccupations sanitaires sont au centre des attentions du législateur en matière de consommation de produits animaux. Le contexte juridique international favorise cette priorisation dans la mesure où les exceptions au libre échange sont limitées et doivent être conformes au droit de l'Organisation mondiale du commerce. Les enjeux sanitaires peuvent être conciliés avec les règles du libre-échange qu'il s'agisse des conditions sanitaires de la production ou de l'impact des modes de consommation sur la santé. La marge de manœuvre est cependant étroite car les restrictions des flux commerciaux au nom de la santé publique sont interprétées à travers un prisme commercial qui limite les possibilités aux règles dont il est établi qu'elles sont nécessaires et proportionnées. Il est en revanche plus difficile de réguler l'offre de consommation de produits alimentaires en tenant compte des impacts environnementaux, économiques, sociaux positifs ou négatifs de l'élevage et de ses produits sans heurter les règles du libre échange (Choquet, 2015 ; Conseil national de l'alimentation, 2008).

Dans un contexte d'eupéanisation du droit de l'agro-alimentaire, l'arsenal juridique est donc axé sur la prévention des risques sanitaires pour protéger les consommateurs (5.5.1.1). Si les impacts négatifs d'une surconsommation de viande sont au cœur des préoccupations des organisations internationales (OMS, FAO...), il n'existe pas à proprement dit de régulation du niveau de consommation de viande par des restrictions de commercialisation (5.5.1.2). Seules des politiques nationales et des outils juridiques promotionnels valorisent un accès à des modes de consommation plus vertueux (5.5.1.3).

5.5.1.1. Le règlement (UE) n°178/2002 sur la législation alimentaire et la sécurité sanitaire des aliments d'origine animale

A la suite de la crise de l'ESB, la législation alimentaire a été entièrement repensée à l'échelle européenne et on a assisté à un renforcement des contraintes juridiques liées à la sécurité sanitaire des aliments. Dans une conception renouvelée des risques intégrant les risques émergents, le règlement (UE) n°178/2002 du 28 janvier 2002 relatif à la législation alimentaire a adopté une approche intégrée couvrant l'ensemble des étapes de la production, de la transformation et de la distribution des aliments et de leurs ingrédients dans un objectif de santé publique. Les obligations juridiques pesant sur les exploitants du secteur agro-alimentaire ont été précisées dans

le cadre du paquet hygiène de 2004¹⁵² et plus spécifiquement dans le règlement (UE) n°853/2004 fixant des règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale. En raison des risques microbiologiques particuliers qu'elles présentent au regard de la santé des consommateurs, les denrées d'origine animale sont soumises à des exigences renforcées et plus formalisées que les denrées d'origine végétale. L'objectif de santé publique prime alors sur les autres considérations et les règles sanitaires s'appliquent de la même manière aux produits nationaux ou importés (Cadot *et al.*, 2014), quelle que soit la taille de l'exploitant ou la nature du circuit de commercialisation. Si des exemptions et exclusions mineures sont prévues sous certaines conditions pour la vente directe de produits primaires dans de petites quantités dans des circuits de proximité, les impacts positifs au plan environnemental et social d'une relocalisation de la consommation de produits animaux ne sauraient justifier un abaissement du niveau d'exigence au plan sanitaire¹⁵³.

Cependant, il est difficile de valoriser les impacts positifs du renforcement des standards en matière de sécurité sanitaire. Selon une étude commandée par le ministère de l'agriculture en 2014 il apparaît que « *L'opinion publique ne semble pas spontanément intéressée par la qualité sanitaire des aliments, hormis certaines populations sensibles (femmes enceintes par exemple) et à l'exception notable de certains sujets clés comme les pesticides* » (Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2015). La mise sur le marché d'aliments non dangereux est une exigence réglementaire et un prérequis non signalé au consommateur, à l'exception toutefois des risques alimentaires que le consommateur peut maîtriser avec une information « *concernant la prévention d'effets préjudiciables à la santé propres à une denrée alimentaire* » (ex- présence d'allergènes)¹⁵⁴. Il s'agit plus d'un outil de normalisation des produits et des process que d'un instrument de différenciation (Valceschini *et al.*, 2005)¹⁵⁵. Certaines voies ont toutefois été récemment explorées. Ainsi, dans le rapport de Ch. Babusiaux et M. Guillou de décembre 2014 sur la politique de sécurité sanitaire des aliments, les auteurs ont préconisé la transparence sur les résultats des contrôles sanitaires (Babusiaux and Guillou, 2014)¹⁵⁶. Ces propositions ont donné lieu à l'adoption du [décret n° 2015-189 du 18 février 2015 relatif à l'expérimentation de la mise en transparence des résultats des contrôles officiels en sécurité sanitaire des aliments dans le secteur de la restauration commerciale à Paris et Avignon](#). Une amélioration du niveau d'hygiène des restaurants ayant été constatée, cette phase expérimentale va être suivie d'une généralisation de la démarche au plan national d'ici la fin 2016. Les différents acteurs de la chaîne alimentaire, notamment les restaurants, cantines et abattoirs, devront prochainement rendre public le niveau sanitaire de leur établissement. Les restaurateurs pourront apposer sur leur devanture une affiche invitant les consommateurs à « vérifier le niveau d'hygiène » du lieu (avec la mention « bon », « acceptable » ou « à améliorer »). Le résultat ne devrait pas être directement visible, mais accessible simplement en flashant le code-barres QR présent sur l'affiche, au moyen d'un téléphone portable¹⁵⁷. Dans un contexte où selon l'Institut de veille sanitaire (InVS) « En 2014, la part des Toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) survenues en restauration commerciale était de 37%, de 30% en restauration collective et de

¹⁵² Règlement (CE) n°852/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 relatif à l'hygiène des denrées alimentaires, JOUE L 139, 30.4.2004, p. 1–54 ; Règlement (CE) n°853/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant des règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale, JOUE L 139, 30.4.2004, p. 55–205 ; Règlement (CE) n°854/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine, JOUE L 139, 30.4.2004, p. 206–319 ; Règlement (CE) n° 882/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 relatif aux contrôles officiels effectués pour s'assurer de la conformité avec la législation sur les aliments pour animaux et les denrées alimentaires et avec les dispositions relatives à la santé animale et au bien-être des animaux, JOUE L 165, 30.4.2004, p. 1–141

¹⁵³ Les risques sanitaires n'étant pas véritablement minimisés par la réduction de la longueur du circuit de commercialisation quand les produits sont sensibles microbiologiquement (denrées d'origine animale) ou quand les processus de transformation des denrées viennent accroître les risques sanitaires.

¹⁵⁴ Art 14 du Règlement (CE) n° 178/2002 du Parlement européen et du Conseil du 28 janvier 2002 établissant les principes généraux et les prescriptions générales de la législation alimentaire, instituant l'Autorité européenne de sécurité des aliments et fixant des procédures relatives à la sécurité des denrées alimentaires, JOUE L 31 du 1.2.2002, p. 1–24.

¹⁵⁵ Sur l'effet normatif et organisationnel de la réglementation sanitaire.

¹⁵⁶ Ce principe de transparence était inscrit dans le règlement CE n°882/2004 relatif aux contrôles officiels (Paquet Hygiène). En France, l'article 45 de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAAF) a aussi prévu que les résultats des contrôles officiels mis en œuvre au titre de la sécurité sanitaire des aliments dans les établissements agroalimentaires, commerces de détail compris, sont rendus publics (art.L.231-1 du Code rural).

¹⁵⁷ <http://www.economie.gouv.fr/vous-orienter/entreprise/artisanat/restaurateurs-devront-bientot-afficher-resultat-contrôle>

33% dans le cadre de repas familiaux¹⁵⁸, cette généralisation de la transparence à l'égard des consommateurs peut être de nature à améliorer le niveau d'hygiène des établissements, et par là même de prévenir les risques sanitaires affectant plus spécifiquement les denrées d'origine animale¹⁵⁹.

Dans le prolongement de ce constat, des études européennes explorent la possibilité de mettre en place une information du consommateur sur certains risques sanitaires plus mineurs dont la maîtrise pourrait être améliorée, notamment dans le secteur de la volaille. Ainsi une étude danoise analyse le rôle de l'information sur la présence de campylobacter (« campylobacter free ») en identifiant au Danemark que le consentement à payer est relevé surtout pour les plus âgés (50 et plus) et pour les personnes de santé fragile (Mørkbak and Nordström, 2009). Dans un contexte français où « la prévalence de certaines pathologies, comme celles causées par campylobacter (plus de 824 000 personnes infectées par an dans les estimations récentes de l'InVS) » est sous-estimée selon le rapport précité (Babusiaux and Guillou, 2014), il serait possible de s'interroger sur l'opportunité de valoriser des contrôles sanitaires renforcés allant au-delà des exigences réglementaires¹⁶⁰ et d'informer les consommateurs sur les moyens de limiter les risques de contamination. Deux obstacles devront toutefois être surmontés. D'une part, s'agissant du transfert de gestion des risques par l'information du consommateur, la pensée économique a évolué et montré l'ineffectivité de cet instrument de protection en matière de maîtrise des risques sanitaires (Blanchemanche *et al.*, 2010)¹⁶¹. Dans un contexte où la perception des risques par le consommateur s'écarte du modèle rationnel de l'*homo economicus*, l'information ne permet pas toujours de modifier les comportements des mangeurs, sa décision ne relevant pas d'un simple calcul mais étant « aussi le fruit de perceptions personnelles, le support de constructions sociales, le vecteur de nouvelles exigences politiques » (Conseil national de l'alimentation, 2014; Noiville, 2003). Il est donc difficile de concevoir des outils de communication efficaces concernant la qualité sanitaire des aliments (Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2015). Ceux-ci doivent être ciblés, proches des habitudes de consommation des français et doivent préciser le degré de risque encouru (Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2015). D'autre part, s'agissant de l'information sur l'existence de contrôles renforcés, une allégation de nature sanitaire ne doit pas être de nature à induire le consommateur en erreur en vertu de l'article 7 du règlement (UE) n°1169/2011 relatif à l'information du consommateur sur les denrées alimentaires. Si l'information sur la réduction des risques est possible et est de nature à rendre le produit sûr, elle doit être pertinente scientifiquement et non discriminatoire à l'égard des autres produits présentant les mêmes caractéristiques.

5.5.1.2. L'absence de régulation du niveau de consommation de produits d'origine animale

En raison de l'impact environnemental des productions animales et de la caractérisation des risques nutritionnels liés à une surconsommation de viandes, des solutions juridiques émergent pour réguler le niveau de consommation de produits d'origine animale (Tukker *et al.*, 2011 ; Westhoek *et al.*, 2014). S'il n'existe pas actuellement au sein de l'Union européenne de véritable arsenal juridique tendant à réduire la consommation de viande, on note l'apparition dans la littérature juridique d'études qui transposent les solutions adoptées pour encadrer la consommation du tabac, de l'alcool et des aliments non sains (Wellesley *et al.*, 2015)¹⁶². Afin de modifier les comportements de consommateurs et de modérer leur consommation de viande, la démarche mobilise plusieurs outils juridiques : l'information et l'éducation du consommateur, la taxation des produits, ainsi que des restrictions liées à la promotion et à l'offre de produits d'origine animale (Bajzelj *et al.*, 2014 ; Wirsenius *et al.*, 2011). Le rapport publié en novembre 2015 par Chatham House et le Glasgow University Media Group

¹⁵⁸ Données relatives aux toxi-infections alimentaires collectives déclarées en France en 2014 : <http://www.invs.sante.fr/Dossiers-thematiques/Maladies-infectieuses/Risques-infectieux-d-origine-alimentaire/Toxi-infections-alimentaires-collectives/Donnees-epidemiologiques>

¹⁵⁹ Enquête sur la mise en transparence des résultats des contrôles sanitaires officiels dans les restaurants : dossier de presse, CLCV, février 2016 : <http://www.clcv.org/images/CLCV/fichiers/alimentation/DP-restaurants-15022016.pdf>

¹⁶⁰ La réglementation européenne n'intègre pas à l'heure actuelle de critères microbiologiques pour Campylobacter dans les viandes (Règlement (CE) n°2073/2005)

¹⁶¹ En matière de risques sanitaires pour la consommation de poisson.

¹⁶² Ce rapport publié en novembre 2015 par Chatham House et le Glasgow University Media Group analyse l'interconnexion entre la consommation de viande et de produits laitiers et le changement climatique

analyse ainsi l'interconnexion entre la consommation de viande et de produits laitiers et le changement climatique et préconise ces solutions (Wellesley *et al.*, 2015).

Les exemples de mise en œuvre de ces outils existent à titre expérimental. Ainsi, on voit émerger des politiques locales imposant par voie réglementaire (dans une logique de « command and control ») un jour végétarien dans les cantines scolaires comme à Helsinki en Finlande (Lombardini and Lankoski, 2013). De même, la Suède envisage depuis 2013 de mettre en place une fiscalité comportementale en édictant une taxe sur la viande (Conseil suédois de l'Agriculture, 2013) dans une logique de régulation par le marché (« economic incentives ») (Thow *et al.*, 2010)¹⁶³. Plus récemment, en avril 2016, le Comité d'éthique du Danemark a aussi préconisé la mise en place d'une taxe sur le bœuf avec la possibilité d'étendre par la suite cette fiscalité aux autres viandes (Edjabou and Smed, 2013)¹⁶⁴. Dans la perspective de l'adoption de ces outils incitatifs, une étude analyse la faisabilité juridique de la mise en place d'une telle taxe au regard du droit du commerce international et du droit de l'Union européenne (Bähr, 2015).

En France, la stratégie adoptée tend à restaurer la capacité de choix du consommateur et à l'informer sur les impacts de sa consommation de viande et non à réduire le niveau de consommation. Des tensions existent quant aux stratégies à adopter. Ainsi l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) dans son rapport de synthèse de 2014 : « Alléger l'empreinte environnementale de la consommation des Français en 2030 » rappelle que, « les produits alimentaires représentent 23% de l'empreinte carbone, 9% de l'empreinte énergétique, 55% des gaz acidifiants et 23% de l'empreinte eau et préconise de diminuer la consommation de viande de 10% par individu moyen de 2007 à 2030 » (Ademe, 2014). Le ministère de l'Agriculture de son côté préfère proposer d'autres voies pour préserver les intérêts économiques des producteurs. Dans un rapport du Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAER) de 2015, le constat est le suivant : « La consommation de viande bovine, en France, est en recul depuis 30 ans pour de nombreuses raisons que nous ne développons pas ici (économiques / sociologiques / concurrentielles / diététiques / grammage, etc.). S'il nous semble illusoire de postuler sur son développement, en revanche, limiter sa baisse en volume et -pourquoi pas- augmenter sa consommation en valeur d'achat, peut constituer un objectif fédérateur pour la filière » (Geffroy and Refay, 2015).

En l'état actuel de la législation française, c'est cette dernière orientation qui est privilégiée. Certes, des propositions de loi émergent en faveur de la mise en place d'une alternative végétarienne dans les cantines scolaires mais ces initiatives politiques ne vont pas jusqu'à envisager d'imposer des jours sans viande et sont plutôt motivées par le maintien du principe de laïcité que par des considérations écologiques (Jégo *et al.*, 2015). Par ailleurs, le législateur français est peu enclin à mettre en place une fiscalité comportementale comme en témoigne les débats relatifs à la modification de la TVA en fonction de l'intérêt nutritionnel des produits alimentaires (Hercberg, 2013)¹⁶⁵.

Si les institutions publiques s'accordent pour limiter les externalités négatives du développement mondial de la consommation de produits animaux, les choix politiques convergent pour privilégier des solutions qui tendent plus à orienter les choix des consommateurs vers une consommation nutritionnellement et écologiquement soutenable qu'à lui imposer une baisse de sa consommation de viande (Gerber *et al.*, 2013).

5.5.1.3. Les incitations à la relocalisation et à la promotion des produits issus de l'agriculture biologique

¹⁶³ Sur la taxation nutritionnelle en général

¹⁶⁴ Withnall, Adam, 2016. Denmark ethics council calls for tax on red meat to fight ethical problem of climate change. The Independent, Wednesday 27 April 2016. <http://www.independent.co.uk/news/world/europe/denmark-ethics-council-calls-for-tax-on-red-meat-to-fight-ethical-problem-of-climate-change-a7003061.html>

¹⁶⁵ En faveur de la mise en place d'une taxe nutritionnelle. Amendement rejeté n°913- loi de modernisation santé du 26 janvier 2016

Pour réduire les impacts négatifs au plan environnemental de la consommation alimentaire, la politique de l'alimentation définie dans la loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt modèle l'offre de consommation en favorisant les circuits courts (Commissariat général au développement durable, 2015)¹⁶⁶ et l'accroissement de la consommation de produits biologiques dans la restauration collective. Ainsi l'article L1 du Code rural prévoit notamment « *D'encourager l'ancrage territorial de la production, de la transformation et de la commercialisation des produits agricoles, y compris par la promotion de circuits courts...* ». Pour mettre en œuvre cet objectif, « *Le programme national pour l'alimentation encourage le développement des circuits courts et de la proximité géographique entre producteurs agricoles, transformateurs et consommateurs. Il prévoit notamment des actions à mettre en œuvre pour l'approvisionnement de la restauration collective, publique comme privée, en produits agricoles de saison ou en produits sous signes d'identification de la qualité et de l'origine, notamment issus de l'agriculture biologique* »¹⁶⁷.

La restauration collective représentant une part importante de la consommation alimentaire (près de la moitié de la restauration hors domicile), on constate une volonté affichée des gouvernements de promouvoir les circuits courts notamment dans la restauration collective publique¹⁶⁸. Cette relocalisation de l'approvisionnement permet notamment de réduire le coût environnemental du transport des denrées alimentaires. Pour les denrées d'origine animale, la promotion des circuits courts est aussi de nature à diminuer la part des denrées importées (plus de 87% pour la volaille) (Allain, 2015 ; Bailly, 2011)¹⁶⁹.

A la suite de l'adoption de la loi d'avenir pour l'agriculture, de nouvelles priorités ont été définies pour le Programme national de l'alimentation parmi lesquelles figure la volonté d'atteindre le chiffre de 40% de produits de proximité dans la restauration collective à l'horizon 2017 (Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2014)¹⁷⁰. La commande publique est ainsi progressivement utilisée comme un levier de politique en matière de développement durable. En rompant avec la tradition de neutralité de la commande publique, les textes récents réformant le Code des marchés publics¹⁷¹ favorisent et sécurisent la prise en compte de considérations environnementales et sociales dans la commande publique. Comment dès lors peut-on réduire les impacts négatifs de la consommation de viande dans le cadre de la restauration collective publique ? Il est certain qu'il demeure impossible de prévoir une préférence pour l'agriculture de proximité, les aspects liés à la proximité géographique ne pouvant pas servir de critère pour l'attribution d'un marché. Toutefois le II de l'article 59 du décret du 25 mars 2016 prévoit que « *pour attribuer le marché public au soumissionnaire ou, le cas échéant, aux soumissionnaires qui ont présenté l'offre économiquement la plus avantageuse, l'acheteur se fonde 1° soit sur un critère unique qui peut être : a) Le prix, à condition que le marché public ait pour seul objet l'achat de services ou de fournitures standardisés dont la qualité est insusceptible de variation d'un opérateur économique à l'autre ; b) Le coût, déterminé selon une approche globale qui peut être fondée sur le coût du cycle de vie au sens de l'article 60 ; 2° soit sur une pluralité de critères non discriminatoires et liés à l'objet du marché public ou à ses conditions d'exécution au sens de l'article 38 de l'ordonnance du 23 juillet 2015 susvisée, parmi lesquels figure le critère du prix ou du coût et un ou plusieurs autres critères comprenant des aspects qualitatifs, environnementaux ou sociaux* ». Le texte fournit une liste non exhaustive d'exemples dont « *a) la qualité, y compris la valeur technique et les caractéristiques esthétiques ou fonctionnelles, l'accessibilité, l'apprentissage, la*

¹⁶⁶ Au plan national, les circuits courts sont promus par le ministère de l'Agriculture par un plan d'action adopté en 2009. Voir dans le même sens, Stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020

¹⁶⁷ Art L. 1 III du Code rural et de la pêche maritime

¹⁶⁸ Art. L.230-1 du Code rural et de la pêche maritime

¹⁶⁹ Rapport n°2942 du 7 juillet 2015 de Brigitte Allain sur les circuits courts et la relocalisation des filières agricoles et alimentaires, p 77 ; Rapport d'information n° 734 (2010-2011) de M. [Gérard Bailly](#), sur la filière viande bovine : agir maintenant pour sauvegarder nos territoires « La fédération du commerce et de la distribution (FCD) a indiqué à votre rapporteur que 91 % de la viande bovine vendue en grande et moyenne surface (GMS) en France est d'origine française. La RHF représenterait environ 25% du volume des achats de viande bovine en France. En revanche, sur ce segment, le taux de pénétration des viandes importées est plus important, malgré l'obligation des restaurants d'afficher l'origine des viandes servies.

¹⁷⁰ Sur les conditions de réalisation de cet objectif.

¹⁷¹ Directive 2014/24/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur la passation des marchés publics et abrogeant la directive 2004/18/CE ; Ordonnance n°2015-899 du 23 juillet 2015 relative aux marchés publics, Décret n° 2016-360 du 25 mars 2016 relatif aux marchés publics.

diversité, les conditions de production et de commercialisation, le caractère innovant, les performances en matière de protection de l'environnement, de développement des approvisionnements directs de produits de l'agriculture... la biodiversité, le bien-être animal ». On assiste ainsi à une forte diversification des critères de la commande publique et à une nette ouverture aux considérations environnementales (Idoux, 2016) de nature à favoriser la consommation de viandes produites (Agriculture biologique..) et commercialisées (circuits courts...) dans de meilleures conditions environnementales.

S'agissant des produits issus de l'agriculture biologique, le Grenelle de 2008 avait prévu pour 2012 qu'ils représentent 20% des approvisionnements pour la restauration collective publique¹⁷². Cependant, l'observatoire mis en place par l'Agence Bio constate que la part des achats de produits bio de la restauration collective s'élevait en 2014 à seulement 2,7% du marché alimentaire total. Ce constat d'échec a conduit à l'élaboration d'une proposition de loi de Mme Brigitte Allain et plusieurs de ses collègues visant à favoriser l'ancrage territorial de l'alimentation (Allain *et al.*, 2014)¹⁷³ rendant obligatoire l'objectif de 40% de produits relevant de l'alimentation durable dont 20% de produits issus de l'agriculture biologique¹⁷⁴. La proposition de loi a été adoptée à l'unanimité en première lecture à l'Assemblée nationale le 14 mars 2016 mais a été en partie vidée de son contenu lors de la discussion au Sénat. Ce projet de texte n'est toutefois pas abandonné car Mme Brigitte Allain a déposé un amendement à l'occasion de la première lecture à l'Assemblée nationale du projet de loi relatif à l'égalité et à la citoyenneté (n°3679) du 13 avril 2016. L'amendement inséré dans le projet de loi adopté par l'Assemblée nationale le 6 juillet dernier enrichit le texte d'une section 4 bis intitulée « Dispositions relatives à un égal accès à une alimentation saine et de qualité pour les citoyens sur les Territoires ». Il prévoit d'introduire dans la restauration collective, au 1^{er} janvier 2020, 40% d'alimentation locale, durable, de qualité dont 20% d'aliments issus de l'agriculture biologique ou en conversion.

Section 4 bis Égal accès à une alimentation saine et de qualité pour les citoyens sur les territoires

(Division et intitulé nouveaux)

Article 47 sexies (nouveau)

À la première phrase du cinquième alinéa de l'article L. 225-102-1 du Code de commerce, après le mot : « durable », sont insérés les mots : « de l'alimentation durable ».

Article 47 septies (nouveau)

Après l'article L. 230-5 du Code rural et de la pêche maritime, il est inséré un article L. 230-5-1 ainsi rédigé :

« Art. L. 230-5-1. – I. – Dans le respect des objectifs de la politique de l'alimentation définie à l'article L. 1, l'État, les collectivités territoriales et les établissements publics incluent dans la composition des repas servis dans les restaurants collectifs dont ils ont la charge un volume de :

« 1° 40% de produits sous signe d'identification de la qualité et de l'origine ou sous mentions valorisantes, définis à l'article L. 640-2 du Code rural et de la pêche maritime, de produits provenant d'approvisionnements en circuits courts ou répondant à des critères de développement durable, notamment la saisonnalité des produits ;

« 2° 20% de produits issus de l'agriculture biologique ou de surfaces agricoles en conversion, au sens de l'article 17 du règlement (CE) n°834/2007 du Conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CE) n°2092/91.

« II. – Le I s'applique aux contrats conclus à compter du 1^{er} janvier 2020 qui sont des marchés publics, au sens de l'ordonnance n°2015-899 du 23 juillet 2015 relative aux marchés publics, ainsi qu'aux contrats de concession, au sens de l'ordonnance n°2016-65 du 29 janvier 2016 relative aux contrats de concession. »

¹⁷² Circulaire du 2 mai 2008 relative à l'exemplarité de l'Etat en matière d'utilisation de produits issus de l'agriculture biologique dans la restauration collective, JORF n°0116 du 20 mai 2008 page 8151

¹⁷³ Proposition de loi n°3280, déposée le 25 novembre 2015 conformément aux préconisations du rapport n°2942 du 7 juillet 2015 de Brigitte Allain sur les circuits courts et la relocalisation des filières agricoles et alimentaires.

¹⁷⁴ La proposition de loi prévoit dans son article 1^{er} d'insérer dans le Code rural l'article suivant : Art. L. 230-5-1. – « Dans le respect des objectifs de la politique de l'alimentation définie à l'article L. 1 du présent code, au plus tard le 1^{er} janvier 2020, l'État, les collectivités territoriales et les établissements publics incluent dans la composition des repas servis dans les restaurants collectifs dont ils ont la charge 40 % de produits relevant de l'alimentation durable, c'est-à-dire des produits sous signe d'identification de la qualité et de l'origine ou sous mentions valorisantes, définis à l'article L. 640-2 du code rural et de la pêche maritime, issus d'approvisionnements en circuits courts ou répondant à des critères de développement durable, notamment la saisonnalité des produits. 20 % des produits servis sont issus de l'agriculture biologique. »

La relocalisation de la consommation pour les achats personnels est plus difficile à opérer. Certes, les initiatives publiques relatives à la restauration collective peuvent par leur exemplarité favoriser une consommation plus durable. Mais dans ce domaine, on privilégie l'information du consommateur pour orienter ces choix.

5.5.2- Les choix de consommation : l'information des consommateurs sur les produits animaux

De manière classique, l'encadrement juridique de la consommation des viandes et produits dérivés se focalise sur l'information des consommateurs. Le paradigme informationnel est au cœur de la politique européenne de protection des consommateurs. Il se fonde alors sur l'idée que bien informé, le consommateur sera en mesure de faire des choix rationnels en maximisant son intérêt. Cette responsabilisation du consommateur a été réaffirmée à l'occasion de la stratégie européenne 2007/2013¹⁷⁵ et lors de l'adoption du programme consommateur « 2014-2020 »¹⁷⁶.

La transparence à l'égard des consommateurs permet de les informer sur la composition des aliments et leurs modes d'utilisation. Ces obligations ne sont pas spécifiques et s'appliquent aux denrées alimentaires comme aux autres produits de consommation. Mais comme l'aliment ne se réduit pas à sa simple matérialité et qu'il agrège des valeurs environnementales, culturelles et éthiques, les informations communiquées au consommateur se sont enrichies. Le mangeur veut inscrire l'aliment dans une histoire et une géographie qu'il souhaite connaître et n'a pas une conception purement utilitariste des denrées alimentaires.

Pour répondre à ces attentes, le législateur européen a instauré des obligations spéciales d'information qui pèsent sur les exploitants du secteur agro-alimentaire. A la suite des crises sanitaires des années 90 et plus spécifiquement des crises de la vache folle, ces mentions informatives sont particulièrement développées concernant les viandes afin de restaurer la confiance des consommateurs. L'existence et la teneur de ces mentions informatives est riche d'enseignements pour analyser les choix opérés par les pouvoirs publics pour concilier plusieurs objectifs : la promotion de la production agricole, la protection des consommateurs, la protection de la santé, la protection de l'environnement. A cet égard, l'étude mettra tout autant en lumière les informations transmises obligatoirement aux consommateurs que les informations qui ne sont pas communiquées (débat sur le clonage animal, sur le bien-être animal...) (5.5.2.1).

Dans une perspective de segmentation des marchés, les opérateurs ont aussi largement utilisé les possibilités offertes par l'information volontaire. Ces démarches ont souvent été soutenues par les pouvoirs publics nationaux et européens car ces mentions volontaires orientent les marchés sans pour autant présenter le risque de pouvoir être qualifiées d'obstacles injustifiés aux échanges au regard du droit du commerce international. L'information volontaire permet de valoriser certains aspects du produit et ces informations peuvent parfois être certifiées par un tiers dans le cadre des signes officiels de la qualité. Nous aborderons ces mentions volontaires en distinguant selon que les aspects environnementaux, sociaux, nutritionnels, éthiques, ou religieux soient mis en avant (5.5.2.2). Le foisonnement des mentions volontaires et le recours aux outils économiques ne s'articulent pas toujours de manière efficace et cohérente avec les outils juridiques classiques de protection du consommateur (5.5.2.3)

¹⁷⁵ Communication de la Commission, au Conseil, au Parlement européen et au Comité économique et social européen - du 13 mars 2007 «Stratégie communautaire en matière de politique des consommateurs pour la période 2007-2013» [COM(2007) 99 final (« Des consommateurs responsabilisés et informés sont plus disposés à changer de style de vie et de modes de consommation, et de contribuer ainsi à l'amélioration de leur santé, à un mode de vie plus durable et à une économie à faible production de carbone » p. 13).

¹⁷⁶ Règlement (UE) n ° 254/2014 du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 relatif à un programme « Consommateurs » pluriannuel pour la période 2014-2020 et abrogeant la décision n ° 1926/2006/CE JO L 84 du 20.03.2014, p. 42-56.

5.5.2.1. Un accroissement des informations obligatoires

La combinaison du droit de la consommation et du droit de l'alimentation¹⁷⁷ consacre l'information obligatoire du consommateur comme un mode privilégié de protection des mangeurs. Pour que le consommateur puisse être un arbitre du marché et qu'il soit un levier efficace pour promouvoir certains modes de consommation, il convient de sérier les informations jugées les plus pertinentes¹⁷⁸. Lorsque l'on recense les informations obligatoires édictées par le règlement (UE) n°1169/2011 relatif à l'information des consommateurs sur les denrées alimentaires (INCO)¹⁷⁹, outre celles relatives à la protection de la santé et un usage sûr de la denrée, on trouve essentiellement des informations relatives à l'identité, la composition, aux propriétés et aux caractéristiques de la denrée¹⁸⁰. Ces données (type de nutriments, quantité...) sont censées permettre au consommateur de choisir un régime alimentaire « approprié » correspondant à ses besoins individuels. Certaines obligations spéciales d'information peuvent avoir un effet différencié selon que les denrées alimentaires soient d'origine animale ou végétale. Parmi les informations prescrites, l'étude analysera plus particulièrement celles qui sont de nature à éclairer et à orienter le choix des consommateurs de produits animaux.

La liste des 12 mentions obligatoires depuis décembre 2014 figure à l'article 9 du règlement INCO : dénomination de la denrée alimentaire, liste des ingrédients, mentions des allergènes majeurs, quantité de certains ingrédients, quantité nette de la denrée, dates d'utilisation, conditions de conservation et/ou d'utilisation, coordonnées de l'exploitant responsable de l'information, pays d'origine ou de provenance, mode d'emploi, titre alcoométrique volumique acquis (pour les boissons titrant plus de 1,2% d'alcool en volume) et déclaration nutritionnelle. Au sein de cette liste, certaines mentions présentent un enjeu spécifique pour les aliments d'origine animale : la dénomination, le pays d'origine ou de provenance et la déclaration nutritionnelle. Certaines informations complémentaires sur les modes de production sont aussi de nature à influencer les modes de consommation des produits issus de l'élevage.

5.5.2.1.1. Les dénominations de vente : entre préservation du modèle animal, simplification et clarification des dénominations

* Frontière « animal/végétal »

La définition des dénominations de vente¹⁸¹ est souvent l'expression de compromis (ex : succédanés de lait, débat sur le minerai de viande et matières premières bovines...) et tendent autant à promouvoir des productions européennes qu'à garantir une transparence à l'égard des consommateurs.

Il est tout d'abord important de souligner qu'en raison de l'attractivité des dénominations faisant référence à des produits d'origine animale, certains produits végétaux s'inscrivent dans des catégories traditionnellement dédiées à ces produits ce qui favorise une reconfiguration des frontières de l'animal et du végétal. En effet l'étude des représentations qu'ont les consommateurs des alternatives végétales à la viande montre qu'elles s'inscrivent

¹⁷⁷ Le règlement (CE) n°178/2002 relatif à la législation alimentaire indique dans son article 8 relatif à la protection des intérêts des consommateurs que « La législation alimentaire vise à protéger les intérêts des consommateurs et elle leur fournit une base pour choisir en connaissance de cause les denrées alimentaires qu'ils consomment ».

¹⁷⁸ Selon l'article 3 du Règlement (UE) n°1169/2011 du Parlement européen et du Conseil du 25 octobre 2011 concernant l'information des consommateurs sur les denrées alimentaires, JOUE L 304 du 22.11.2011, p. 18–63 (Règlement « INCO »), « L'information sur les denrées alimentaires tend à un niveau élevé de protection de la santé et des intérêts des consommateurs en fournissant au consommateur final les bases à partir desquelles il peut décider en toute connaissance de cause et utiliser les denrées alimentaires en toute sécurité, dans le respect, notamment, de considérations sanitaires, économiques, écologiques, sociales et éthiques ».

¹⁷⁹ JOUE L 304 du 22.11.2011, p. 18–63.

¹⁸⁰ Art 3 du Règlement « INCO »

¹⁸¹ Définie par l'art 2.n/ du Règlement « INCO », la « dénomination légale » est la « dénomination d'une denrée alimentaire prescrite par les dispositions de l'Union qui lui sont applicables ou, en l'absence de telles dispositions, la dénomination prévue par les dispositions législatives, réglementaires ou administratives applicables dans l'État membre dans lequel la denrée alimentaire est vendue au consommateur final ou aux collectivités » ; En l'absence de dénomination légale, la dénomination de la denrée est selon l'art. 17 du Règlement « INCO » son nom usuel. À défaut d'un tel nom ou si celui-ci n'est pas utilisé, un nom descriptif est à indiquer.

dans un référentiel carné (Hoek *et al.*, 2011a; Hoek *et al.*, 2011b). Pour valoriser les protéines végétales, les industriels de l'agro-alimentaire revendiquent donc des dénominations animales pour nombre de substituts végétaux. L'exemple des « laits végétaux » (à base par exemple de soja, de riz, d'amande, etc.) illustre cette tendance (Anses, 2015a). En vertu du Règlement (UE) n°1308/2013, la dénomination « lait » est réservée exclusivement au produit de la sécrétion mammaire normale, obtenu par une ou plusieurs traites, sans aucune addition ni soustraction¹⁸². Les boissons végétales apparentées à du lait ne font généralement pas l'objet d'une réglementation spécifique, seules les dénominations « lait de coco » et « lait d'amande » ont été autorisées en 2010¹⁸³, les autres produits devant en principe porter le nom de boisson ou de jus pour les distinguer des boissons laitières. De manière générale, la réglementation des dénominations tend à protéger les ingrédients d'origine animale et à limiter les possibilités de substitution par des matières premières végétales dans l'Union européenne (voir par exemple pour le recours obligatoire aux ingrédients laitiers: le cas du chocolat (pour les chocolats au lait) et des fromages fondus).

* Simplification des dénominations

L'arrêté relatif à la publicité des prix des viandes de boucherie et de charcuterie du 18 mars 1993 a été modifié le 10 juillet 2014 pour permettre l'adoption de dénominations simplifiées pour les morceaux de viande de bœuf, de veau et d'agneau vendus conditionnés en libre-service¹⁸⁴. Il regroupe certains morceaux de viande sous une même dénomination générique (exemple : steak, rôti...) à la place du nom précis du muscle peu connu (exemple : tendre de tranche, jumeau...). Cette nouvelle façon de nommer et de classer les viandes en fonction de leur potentiel de tendreté ou de moelleux, avec la précision de leur destination culinaire, a pour objectif de faciliter les choix des consommateurs notamment des plus jeunes qui ne connaissent pas bien les différents morceaux de viande.

*Dénomination et composition des produits

Pour valoriser les produits et garantir leur qualité auprès des consommateurs, les dénominations ne doivent pas couvrir des produits dont les caractéristiques diffèrent de manière importante. A la suite du scandale dit « de la viande de cheval », cette transparence est particulièrement importante pour les aliments transformés composés de produits animaux de plus en plus consommés par les Français (charcuterie, conserves de viande...).

A l'échelle européenne, le règlement (CE) n°853/2004 du 29 avril 2004 fixant des règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale¹⁸⁵ a clarifié et harmonisé certaines dénominations légales (préparation de viande, viandes séparées mécaniquement...). Le contentieux devant la Cour de Justice de l'Union sur les dénominations de produits animaux témoigne depuis longtemps des tensions existant entre Etats membres quant à la définition de ces denrées (ex : CJCE 23 février 1988 Commission c/ France¹⁸⁶ sur les succédanés de lait en poudre et de lait concentré, CJCE 2février 1989 Commission c/ RFA¹⁸⁷ sur les produits à base de viande comportant certains ingrédients non carnés). Par ailleurs, le règlement « INCO » de 2011 a ajouté des exigences supplémentaires d'étiquetage pour certaines denrées d'origine animale pour informer le consommateur sur certains process de fabrication. L'annexe VI partie A précise pour les viandes que la présence

¹⁸² Règlement (UE) n°1308/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 portant organisation commune des marchés des produits agricoles et abrogeant les règlements (CEE) n°922/72, (CEE) n°234/79, (CE) n°1037/2001 et (CE) n°1234/2007 du Conseil, JOUE L 347, 20.12.2013, p. 671–854 ; Art R. 214-12 C. consom.

¹⁸³ Décision de la Commission du 20 décembre 2010 établissant la liste des produits visés à l'annexe XII, point III 1, deuxième alinéa, du règlement (CE) no 1234/2007 du Conseil. (JOUE du 21-12-2010) (Abrogé)

¹⁸⁴ Arrêté du 10 juillet 2014 modifiant l'arrêté du 18 mars 1993 relatif à la publicité des prix des viandes de boucherie et de charcuterie, JORF n°0174 du 30 juillet 2014, p.12525.

¹⁸⁵ Règlement (CE) n° 853/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant des règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale, JOUE L 139, 30.4.2004, p. 55–205.

¹⁸⁶ Affaire 216/84- l'article 1^{er} de la loi du 29 juin 1934 relative à la protection des produits laitiers (JORF du 1.7.1934) a été considéré comme entraînant une interdiction absolue de commercialiser et d'importer en France tout produit destiné à remplacer le lait en poudre ou le lait concentré, composé d'autres produits que du lait, quelle que soit la dénomination commerciale de ce produit.

¹⁸⁷ Affaire 274/87

de protéines ajoutées d'une origine animale différente devra être indiquée (§5), de même que la présence d'eau ajoutée si elle représente plus de 5% du poids du produit fini (§6) ainsi que la mention « viande reconstituée » pour éviter que le consommateur soit induit en erreur sur le fait qu'il ne s'agisse pas d'une pièce entière de viande ¹⁸⁸ (§7). La partie B comporte des exigences spécifiques pour la désignation des viandes hachées (pourcentage de matières grasses, rapport collagène sur protéines...).

Un rapport du BEUC souligne par ailleurs, que certaines dénominations demeurent inchangées alors qu'elles désignent des produits dont la composition a évolué. Ainsi par exemple en République Tchèque, les saucisses connues sous le nom de « *Spekáčky* » avaient un taux de matière grasse limité à 33% par un texte réglementaire de 1961 alors qu'aujourd'hui ce taux a été rehaussé à 45% entraînant une qualité moindre du produit. Le fait que sous cette même dénomination, l'on puisse trouver des saucisses répondant à un cahier des charges de STG (Spécialité traditionnelle garantie) et des produits génériques renforce le risque de confusion (Bureau européen des unions de consommateurs (BEUC), 2015a) ¹⁸⁹.

* Contrôle du respect des dénominations

Lors des contrôles opérés par la DGCCRF, on constate encore de forts taux d'anomalies concernant le respect des dénominations de produits animaux. S'agissant du taux de non-conformité en matière d'étiquetage des fromages et spécialités laitières, « 30% des fromages et spécialités fromagères comporteraient des défauts dans leur étiquetage » ¹⁹⁰. Pour les produits à base de viande et les produits de charcuterie, le taux de non-conformité est de 26,5% ¹⁹¹, l'analyse ADN faisant apparaître notamment la présence d'espèces animales non annoncées ou non autorisées au regard des usages dans certains produits : porc (dans 11% des échantillons), volaille (5%), cheval (3%). Pour les viandes enfin, le taux d'anomalie en matière d'affichage des mentions d'étiquetage obligatoire de l'origine demeure élevé : 19% des GSM. Il progresse même de sept points en un an dans les boucheries traditionnelles : de 28% à 35% ¹⁹². A l'échelle européenne, on constate des non conformités relatives aux viandes séparées mécaniquement ¹⁹³.

Sachant que 32% des consommateurs regardent en priorité les ingrédients des produits issus de la viande (Commission européenne, 2013a), il est essentiel de réduire le taux de non-conformité dans un contexte où les dénominations ont été clarifiées et simplifiées.

5.5.2.1.2. L'information obligatoire sur la provenance et le débat sur l'indication de provenance des ingrédients d'origine animale

L'étiquetage de l'origine géographique répond à une demande des consommateurs et des producteurs agricoles. C'est ce qu'il ressort notamment de la consultation publique sur le livre vert sur la qualité des produits agricoles ¹⁹⁴. Dans un rapport de l'Union européenne de 2013 sur le marché de la viande, cette préoccupation est placée au quatrième rang des attentes des consommateurs pour ces produits (48% des consommateurs européens) (Commission européenne, 2013a ; Niva *et al.*, 2014; Pouta *et al.*, 2010). Comme le consommateur est disposé à payer plus cher les productions locales, l'indication de la provenance des produits constitue un levier commercial de premier ordre pour les opérateurs économiques. L'impact environnemental d'une

¹⁸⁸ Les produits à base de viande, les préparations de viandes et les produits de la pêche qui peuvent donner l'impression d'être faits d'une pièce entière de viande ou de poisson mais qui, en réalité, consistent en différents morceaux liés ensemble par divers ingrédients, y compris des additifs ou des enzymes alimentaires ou d'autres procédés.

¹⁸⁹ http://www.beuc.eu/publications/Close-up_on_the_meat_we_eat_Consumers_want_honest_labels.pdf, p.7.

¹⁹⁰ Enquête de mars 2016, <http://www.economie.gouv.fr/dgccrf/etiquetage-des-fromages-et-specialites-fromageres>

¹⁹¹ Enquête de juin 2015, <http://www.economie.gouv.fr/dgccrf/composition-des-produits-a-base-viande-et-des-produits-charcuterie>

¹⁹² Enquête de mars 2016, <http://www.economie.gouv.fr/dgccrf/etiquetage-et-tracabilite-des-viandes>

¹⁹³ DG(SANTE)/2014-7278- RS - Extrait du rapport de synthèse sur une série d'audits réalisés en 2012 et 2013 afin d'évaluer les systèmes de contrôle en place régissant la production de viandes séparées mécaniquement, http://ec.europa.eu/food/fvo/overview_reports/details.cfm?rep_id=76

¹⁹⁴ 60% des répondants y sont favorables (Communication de la Commission (COM (2009) 234 final, p 10).

relocalisation des approvisionnements est par ailleurs positif car cela tend à réduire les externalités négatives liées au transport (Sirieix *et al.*, 2008)¹⁹⁵.

L'indication de l'origine géographique (l'État membre) pour les viandes fraîches de bœuf et les produits à base de viande bovine est obligatoire depuis 2000 à la suite de la crise sanitaire de la vache folle¹⁹⁶. L'étiquetage de l'origine des viandes fraîches des autres espèces (porc, mouton, chèvre et volailles) a été prévu par le Règlement « INCO »¹⁹⁷ et est obligatoire depuis le 1er avril 2015 en application du règlement d'exécution 1337/2013, adopté en décembre 2013¹⁹⁸. La viande d'un animal né, élevé et abattu dans un même État membre doit être étiquetée comme originaire du pays en question. Dans les autres cas, les lieux d'élevage et d'abattage doivent être mentionnés.

S'agissant des viandes autres que bovines entrant dans la composition des plats transformés et le lait, leur étiquetage obligatoire fait l'objet d'un débat. Envisagée lors de la discussion parlementaire précédant l'adoption du règlement « INCO »¹⁹⁹, l'adoption de ces mentions informatives devait faire l'objet d'une réflexion ultérieure. Mais dans son rapport du 17 décembre 2013 au Parlement et au Conseil concernant l'indication obligatoire du pays d'origine ou du lieu de provenance pour la viande utilisée comme ingrédient²⁰⁰, la Commission a plaidé clairement contre un étiquetage de la mention d'origine de la viande utilisée comme ingrédient dans les plats préparés en invoquant les risques que comporterait un tel étiquetage pour la compétitivité des pays européens et pour le marché intérieur. Selon le rapport, « *les coûts d'exploitation supplémentaires des exploitants du secteur alimentaire pourraient se situer dans une fourchette allant de 15% ou 20% à 50%* ». Dans un autre rapport de mai 2015 consacré notamment au lait ingrédient, la Commission s'est aussi montrée réservée en préconisant un étiquetage volontaire²⁰¹. Lors de l'adoption de la loi de modernisation agricole du 27 juillet 2010, la France s'est pourtant engagée dans cette voie en posant le principe d'un étiquetage obligatoire de l'origine dans un article du Code de la consommation²⁰². L'article L. 112-11 prévoit l'étiquetage obligatoire du pays d'origine des produits agricoles et alimentaires et des produits de la mer et renvoie à un décret en Conseil d'État la détermination des produits concernés, sous réserve de la compatibilité du dispositif avec le droit de l'Union européenne.

Face au désaccord des États membres sur la question, la France s'est tout d'abord orientée vers un étiquetage volontaire de l'origine des viandes *via* la création du logo « Viande de France ». Ce logo « Viandes de France » permet d'identifier, sur la base du volontariat, l'origine de viandes et produits élaborés issus d'animaux nés, élevés, abattus puis découpés et transformés en France. Mais l'apposition de ce logo n'est pas généralisée. Le rapport de l'Assemblée nationale de 2016 sur les filières d'élevage constate « *qu'en ce qui concerne les produits transformés à base de porcs, non concernés par l'obligation européenne d'étiquetage, d'après une enquête de 2013 d'UFC-Que choisir seulement 43% des produits étaient étiquetés. D'après l'interprofession porcine*

¹⁹⁵ Cette étude souligne la faible perception par les consommateurs français des kilomètres alimentaires.

¹⁹⁶ Règlement (CE) n° 1760/2000 du Parlement européen et du Conseil du 17 juillet 2000 établissant un système d'identification et d'enregistrement des bovins et concernant l'étiquetage de la viande bovine et des produits à base de viande bovine, et abrogeant le règlement (CE) n°820/97 du Conseil, JOUE L 204, 11.8.2000, p. 1–10.

¹⁹⁷ Art 26 du Règlement « INCO ».

¹⁹⁸ Règlement d'exécution (UE) n 1337/2013 de la Commission du 13 décembre 2013 portant modalités d'application du règlement (UE) n 1169/2011 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'indication du pays d'origine ou du lieu de provenance des viandes fraîches, réfrigérées et congelées des animaux des espèces porcine, ovine, caprine et des volailles, JOUE L 335, 14.12.2013, p. 19–22.

¹⁹⁹ Lors de la première lecture du texte par le Parlement européen, le 16 juin 2010, les députés ont amendé la proposition de règlement en rendant obligatoire l'indication du pays ou lieu de provenance pour les produits suivants : viande, volaille, produits laitiers, fruits et légumes frais, et autres produits ne comportant qu'un seul ingrédient, ainsi que la viande, la volaille et le poisson utilisés en tant qu'ingrédients de produits transformés (Résolution législative du Parlement européen du 16 juin 2010 (CM(2008)0040-C6-0052/2008-2008/0028(COD))).

²⁰⁰ (2013) 437 final.

²⁰¹ Rapport de la commission au parlement européen et au conseil concernant l'indication obligatoire du pays d'origine ou du lieu de provenance pour le lait, le lait utilisé comme ingrédient dans les produits laitiers et les types de viande autres que la viande bovine, porcine, ovine, caprine et la viande de volaille, COM(2015) 205 final.

²⁰² Article L112-11 C. consom (Créé par LOI n°2010-874 du 27 juillet 2010 - art. 3).

« Sans préjudice des dispositions spécifiques relatives au mode d'indication de l'origine des denrées alimentaires, l'indication du pays d'origine peut être rendue obligatoire pour les produits agricoles et alimentaires et les produits de la mer, à l'état brut ou transformé. La liste des produits concernés et les modalités d'application de l'indication de l'origine mentionnée au premier alinéa sont fixées par décret en Conseil d'Etat. »

(INAPORC) dans une étude sur les « Résultats du suivi de l'étiquetage de l'origine » en décembre 2014, 51,8% des références concernées par un accord interprofessionnel sur l'étiquetage volontaire de l'origine le respectaient. Le respect de cet accord est en augmentation mais demeure insuffisant » (Le Loch and Benoit, 2016). En matière de volailles, 74% des produits transformés n'indiquent pas l'origine des ingrédients.

Récemment, la Commission européenne le 14 mars 2016 a autorisé l'expérimentation française de l'étiquetage de l'origine du lait et des viandes dans les plats transformés dans un contexte de crise à la demande du ministre de l'agriculture et des éleveurs français. Le projet de décret a suscité des oppositions des transformateurs comme la fédération des industriels charcutiers. Ce projet de texte a été soumis au conseil d'Etat le 4 juillet 2016 et le décret a été publié le 21 août 2016. L'entrée en vigueur du décret n° 2016-1137 du 19 août 2016 relatif à l'indication de l'origine du lait et du lait et des viandes utilisés en tant qu'ingrédient ²⁰³ est prévue pour le 1^{er} janvier 2017. D'ores et déjà, Auchan s'est engagé, de façon unilatérale, [à indiquer l'origine des matières premières animales dans toutes ses MDD](#) d'ici la fin 2016²⁰⁴. Les produits transformés soumis au texte devront mentionner pour le lait, l'origine de la collecte, du conditionnement de la transformation. Pour la viande, la mention de l'origine de la naissance, de l'[engraissement](#) et de l'abattage sera obligatoire. Si l'ensemble du processus a lieu dans un même pays, il est possible de mentionner uniquement « origine : (nom du pays) ». De même si toutes les étapes ont lieu dans plusieurs Etats membres de l'Union européenne, la mention « origine UE » pourra être apposée. Un arrêté viendra fixer « les pourcentages en poids des ingrédients en dessous desquels l'étiquetage de l'origine de ces ingrédients ne sera pas obligatoire ». Le texte précise que ce seuil ne pourra pas être supérieur à 50 %. Ces dispositions ne seront applicables qu'aux exploitants français ce qui est de nature à affecter leur compétitivité sur le marché européen.

En conclusion, il est important de souligner que le champ d'application des textes relatifs à l'indication de provenance est généralement limité aux aliments préemballés (sauf pour la viande bovine). Le règlement 1337/2013 ne couvre que les viandes fraîches préemballées destinées au consommateur final et aux collectivités. Cela signifie que les viandes fraîches de porc, d'ovins, de caprins, et de volailles vendues par les bouchers, par le rayon traditionnel des GMS ainsi qu'en restauration n'ont aucune obligation de marquage de l'origine ou de la provenance. Il en est de même pour le champ d'application du projet de décret sur l'origine du lait et des viandes utilisés en tant qu'ingrédients qui ne couvre que les denrées préemballées. Une réflexion pourrait être initiée sur l'opportunité de rendre obligatoire la mention de l'origine des produits animaux dans la restauration collective pour favoriser la relocalisation des approvisionnements et mieux s'inscrire dans les objectifs fixés par le Programme national pour l'alimentation (PNA).

5.5.2.1.3. L'information obligatoire sur la composition nutritionnelle et la réduction de la consommation de certains produits animaux

Dans un contexte de pandémie mondiale de l'obésité, la nécessité d'informer les consommateurs sur le contenu nutritionnel des aliments a été soulignée dans le livre blanc intitulé « Pour une stratégie européenne pour les problèmes de santé liés à la nutrition, la surcharge pondérale et l'obésité »²⁰⁵. Le Règlement INCO va donc rendre obligatoire pour les aliments préemballés et boissons non alcoolisées l'indication des nutriments essentiels d'ici décembre 2016. La déclaration nutritionnelle obligatoire apposée sur l'emballage devra indiquer la valeur énergétique en kcal et les nutriments obligatoires exprimés en grammes (quantité de matières grasses, d'acides gras saturés, de glucides, de sucres, de protéines et de sel). Le contenu de la déclaration pourra être complété, sur une base volontaire, par les éléments mentionnés dans le texte (ex : acides gras trans, acides gras mono-insaturés, acides gras polyinsaturés, etc.). Tous ces éléments devront se trouver dans le même champ

²⁰³ République Française, 2016. Décret n° 2016-1137 du 19 août 2016 relatif à l'indication de l'origine du lait et du lait et des viandes utilisés en tant qu'ingrédient. JORF n°0194 du 21 août 2016 texte n° 18 <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000033053008&categorieLien=id>

²⁰⁴ L'origine des ingrédients dans les plats obligatoire en janvier ? 5 juillet 2016 : <http://www.lineaires.com/LA-DISTRIBUTION/Les-actus/L-origine-des-ingredients-dans-les-plats-obligatoire-en-janvier-48754>

²⁰⁵ Livre blanc, du 30 mai 2007, "Une stratégie européenne pour les problèmes de santé liés à la nutrition, la surcharge pondérale et l'obésité" COM(2007) 279 final.

visuel pour faciliter la lecture. En outre, une partie des informations pourrait être répétée dans un autre champ visuel (sur la face avant de l'emballage ou ailleurs).

Certes, la déclaration nutritionnelle ne porte pas sur les produits agricoles et ne concerne donc pas les produits bruts mais elle est de nature à influencer les choix de consommation pour les produits transformés d'origine animale dans un contexte où le discours médical et les politiques nutritionnelles préconisent une réduction de la consommation de graisses d'origine animale. Au plan mondial, l'organisation mondiale pour la santé (OMS) par le biais de son agence, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), a publié en octobre 2015 une évaluation de la cancérogénicité de la consommation de viande rouge et de viandes transformées. Il est indiqué que le danger pour le cancer colorectal est avéré pour la viande transformée, et « probable » pour la viande rouge. Cette évaluation qui a été très largement relayée par les media français n'apporte en réalité pas d'élément nouveau mais vient donner un nouvel écho aux conclusions d'un rapport publié en 2011 par le WCRF (*World Cancer Research Found*) (*World Cancer Research Fund and American Institute for Cancer Research, 2011*). Si le lien de causalité entre une surconsommation de viande et les risques de maladies cardiovasculaires et les cancers a été établi, la question débattue est celle du niveau de consommation de produits animaux jugé compatible avec les objectifs de santé publique en l'absence de seuil de sécurité fixé par l'OMS. En France, le Programme national nutrition santé préconise une réduction de la consommation des graisses animales, de la charcuterie et de la viande rouge.

Dans un contexte où la végétalisation de l'alimentation est conseillée pour limiter le risque lié au développement des maladies non transmissibles, l'information nutritionnelle est considérée comme un vecteur majeur de l'amélioration de la diète des populations. Pourtant, des études initiées par des associations de consommateurs montrent les faibles connaissances qu'ont les citoyens européens dans le domaine de la nutrition et appellent de leurs vœux la mise en place de formes d'expression complémentaires plus prescriptives (Bureau européen des unions de consommateurs (BEUC), 2015b)²⁰⁶. Le règlement INCO prévoit cette possibilité dans son article 35 : « Outre les formes d'expression prévues à l'article 32, paragraphes 2 et 4, et à l'article 33 et la présentation prévue à l'article 34, paragraphe 2, la valeur énergétique et les quantités de nutriments visées à l'article 30, paragraphes 1 à 5, peuvent être exprimées sous d'autres formes et/ou présentées au moyen de graphiques ou symboles en complément des mots ou chiffres » pour autant que certaines exigences soient respectées (pertinence scientifique, compréhension des consommateurs...). La loi n°2016-41 du 26 janvier 2016 de modernisation de notre système de santé a prévu la mise en place à titre volontaire d'un tel logo nutritionnel complémentaire²⁰⁷. Toutefois, une controverse subsiste sur le choix du système permettant de classer les aliments selon leur profil nutritionnel, le président du PNNS Serge Hercberg s'étant prononcé pour le système dit « 5-C » inspiré du modèle anglais (Anses, 2015b) ainsi que l'UFC²⁰⁸, et la Ministre de la santé ayant choisi de nommer une commission en février 2016 pour expérimenter « en conditions réelles d'achat » les quatre systèmes existant (le Nutri-Score, le SENS, le Nutri-Repère et le Nutri-Couleurs)²⁰⁹. Le Nutri-Repère qui visualise la contribution en pourcentage et valeur absolue d'une portion d'aliment aux apports nutritionnels de référence en énergie, matières grasses, acides gras saturés, sucres et sel, est soutenu par les industriels de l'agro-alimentaire.

L'impact du logo nutritionnel sur les produits d'origine animale variera selon le système retenu. L'étude de l'UFC sur le système 5-C montre d'ores et déjà que les plats préparés à base de viande apparaissent aux deux tiers comme équilibrés nutritionnellement, seuls les produits les plus gras sont susceptibles d'être stigmatisés par une couleur orange ou rose (cordon bleu, quiche, croque-monsieur...) voire rouge (friand à la viande). Pour les

²⁰⁶ Etiquetage nutritionnel – Clair et complet s'il vous plait, Test Achats, October/November 2012 ; En France, <http://www.quechoisir.org/alimentation/qualite-alimentaire/actualite-nutrition-petition-pour-un-etiquetage-simplifie>

²⁰⁷ Art. L. 3232-8 du Code de santé publique.

²⁰⁸ Proposition de l'UFC favorable au système 5-C (Rayner) : UFC, Etiquetage nutritionnel simplifié. Un antidote simple et efficace contre le marketing alimentaire, Février 2015

²⁰⁹ http://social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/lettre_mission_info_nutritionnelle.pdf : Sur la controverse relative aux liens de certains membres de la commission avec l'industrie agro-alimentaire Santi, P., 2016. Alimentation : la guerre de l'étiquetage. *Le Monde*, 11 avril 2016, http://www.lemonde.fr/sciences/article/2016/04/11/alimentation-la-guerre-de-l-etiquetage_4900046_1650684.html

produits laitiers, près de trois quart d'entre eux sont en jaune car ils sont peu caloriques et ont généralement de faibles teneurs en sel et en matières grasses saturées. Seules les versions enrichies en crème reçoivent une pastille orange²¹⁰. L'étude de faisabilité de l'ANSES montre que mis à part les charcuteries dont 48,2% sont classées en E (pastille rouge), les produits transformés d'origine animale se répartissent dans l'ensemble des cinq classes. Selon l'ANSES, « Ces résultats mettent en évidence qu'au sein d'un même groupe d'aliments, les familles sont globalement discriminées entre elles puisque leur classe principale varie. Par exemple, pour le groupe des pizzas surgelées, l'étude par famille met en évidence une différence de classement entre celles-ci : les pizzas charcuterie et fromages, sont globalement moins bien classées que les pizzas produits de la mer et type Margarita, elles-mêmes globalement moins bien placées que les pizzas jambon fromage, légumes, viandes type bolognaise et autres viandes. Au sein d'une même famille, l'ensemble des produits se répartit également dans des classes différentes, en fonction de leur composition nutritionnelle : les références de pizzas charcuterie étudiées se situent par exemple de la classe B à la classe E » (Anses, 2015b)²¹¹.

5.5.2.1.4. Peu d'informations obligatoires sur les modes et procédés de production

Certaines informations complémentaires sur les modes de production (clonage, mode d'abattage...) sont aussi de nature à influencer les modes de consommation des produits issus de l'élevage. Pourtant, dans un contexte où les règles du droit du commerce international limitent les possibilités juridiques de rendre l'étiquetage sur les modes et procédés de production, ces informations sont très réduites alors même qu'elles répondent parfois à des attentes fortes des consommateurs (80 % des consommateurs pour le clonage).

*Clonage et produits animaux issus du clonage

Ainsi s'agissant des innovations technologiques, la preuve de l'innocuité des produits n'est pas toujours de nature à rendre le produit acceptable pour la consommation (Verbeke *et al.*, 2015)²¹². Des réticences d'ordre éthique décrites par les sociologues de l'alimentation conduisent les consommateurs à rejeter certains procédés innovants ainsi que les produits qui en sont issus.

Lors de la révision du règlement sur les nouveaux aliments (« Novel food ») datant de 1997²¹³, la question du clonage animal (Debucquet and Friant-Perrot, 2016; Del Cont and Friant-Perrot, 2011 ; Friant-Perrot, 2013 ; 2016) a ainsi fait échouer le premier projet de nouveau règlement en 2011. Il est en effet difficile de concilier le principe de libre circulation des marchandises avec la protection des intérêts des consommateurs qui au-delà des réserves d'ordre sanitaire font valoir des réticences éthique face à ce mode de reproduction artificiel. Cet échec a conduit la Commission à proposer l'adoption d'une législation spécifique relative au clonage²¹⁴ et aux denrées alimentaires obtenues à partir d'animaux clonés²¹⁵. Ce traitement séparé du dossier clonage n'a pas reçu l'assentiment du Parlement européen. S'agissant de la proposition de directive relative au clonage, il a réitéré son refus d'autoriser cette technique de reproduction artificielle. Soulignant l'absence d'études suffisantes pour évaluer les risques sanitaires associés au clonage animal ainsi que la souffrance animale engendrée par cette technique, les Parlementaires européens se sont prononcés à une large majorité pour l'interdiction du clonage en Europe mais aussi l'importation de descendants de clones et des produits (lait, viande) qui en sont issus²¹⁶. Tenant compte de cette position exprimée le 8 septembre 2015, les Parlementaires ont entendu se prononcer sur

²¹⁰ Position de l'UFC favorable au système 5-C (Rayner) : UFC, Etiquetage nutritionnel simplifié. Un antidote simple et efficace contre le marketing alimentaire, Février 2015 <https://www.quechoisir.org/action-ufc-que-choisir-etiquetage-nutritionnel-simplifie-un-antidote-fiable-simple-et-efficace-contre-le-marketing-alimentaire-n13307/>, p. 13.

²¹¹ p. 32.

²¹² Sur la viande artificielle.

²¹³ Règlement n° 258/97 dit « Novel Foods ».

²¹⁴ COM (2013) 892 final.

²¹⁵ COM (2013) 893 final.

²¹⁶ Résolution législative du Parlement européen du 8 septembre 2015 sur la proposition de directive du Parlement européen et du Conseil relative au clonage des animaux des espèces bovine, porcine, ovine, caprine et équine élevés et reproduits à des fins agricoles (COM(2013)0892 – C8-0002/2014 – 2013/0433(COD))

le statut provisoire des aliments issus du clonage d'ici l'adoption définitive de la législation spécifique. Dans le Règlement (UE) n°2015/2283 du 25 novembre 2015 relatif aux nouveaux aliments²¹⁷, le considérant (14) s'assure ainsi « *qu'aucune ambiguïté juridique apparaisse* » (Desmoulin-Canselier, 2009) en prévoyant un étiquetage provisoire des denrées alimentaires obtenues à partir d'animaux clonés pendant la période de transition suivant la fin de l'application du règlement (CE) n°258/97 jusqu'à l'entrée en vigueur d'une législation spécifique.

Cet étiquetage provisoire posera cependant des difficultés au regard de la traçabilité qui n'est pas aisée à garantir en matière de produits issus de descendants de clones (lait...).

*Mode d'abattage et étourdissement des animaux

La question d'une éventuelle mention informant le consommateur sur le mode d'abattage utilisé a été très débattue lors de l'adoption du Règlement « INCO ». Plusieurs amendements tendant à rendre obligatoire cette information ont été déposés pour insérer cette mention dans l'annexe III du texte. En définitive, la question a été renvoyée à la stratégie du bien-être animal, le considérant 50 du règlement « INCO » énonçant que « *Les consommateurs européens montrent un intérêt croissant pour la mise en œuvre dans l'Union de dispositions concernant le bien-être des animaux au moment de leur abattage, y compris pour le fait de savoir si l'animal a été étourdi avant d'être tué. Il convient à cet égard d'envisager, dans le cadre de la future stratégie de l'Union pour la protection et le bien-être des animaux, une étude sur l'opportunité de donner aux consommateurs l'information pertinente au sujet de l'étourdissement des animaux* ». En l'état actuel de la législation, il n'existe pas de système d'information obligatoire sur le mode d'abattage et le rapport publié par la Commission européenne en février 2015²¹⁸ sur le fondement du considérant 50 du Règlement INCO conclut à l'absence de pertinence de cet étiquetage demandé par une faible minorité de consommateurs européens ainsi qu'au risque de stigmatisation de certaines communautés religieuses concernant l'abattage rituel (halal ou casher)²¹⁹.

Les informations obligatoires sur les modes de production s'inscrivent généralement dans la problématique du bien-être animal. Si les exigences relatives au bien-être animal dans l'élevage constituent un socle incompressible et sont prévues de manière détaillée, la transparence à l'égard du consommateur est très limitée (les mentions " fermier-élevé en plein air " ou " fermier-élevé en liberté " utilisées pour les volailles bénéficiant d'un label rouge, d'une appellation d'origine ou du signe « agriculture biologique », l'information provisoire en matière de clonage...) et la stratégie européenne sur le bien-être animal 2012-2015 n'envisage pas d'étendre les informations obligatoires²²⁰. La France a adopté une nouvelle stratégie globale pour le bien-être des animaux pour 2016-2020, mais s'agissant de l'étiquetage, il est clairement énoncé que cette question relève de la compétence de l'Union européenne.

5.5.2.2. L'information volontaire : une régulation par le marché

On constate un foisonnement des mentions volontaires pour les produits animaux au même titre que pour l'ensemble des denrées alimentaires. Les attentes variées des consommateurs sont prises en compte pour valoriser certaines caractéristiques des denrées et certains modes et procédés de production par une segmentation de l'offre.

²¹⁷ Règlement (UE) 2015/2283 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2015 relatif aux nouveaux aliments, modifiant le règlement (UE) n°1169/2011 du Parlement européen et du Conseil et abrogeant le règlement (CE) n°258/97 du Parlement européen et du Conseil et le règlement (CE) n°1852/2001 de la Commission, JOUE L 327 du 11.12.2015.

²¹⁸ European Commission DG Health and Food Safety, Study on information to consumers on the stunning of animals. Framework Contract for evaluation and evaluation related services - Lot 3: Food Chain, Final Report, 23 février 2015, http://ec.europa.eu/food/animals/docs/aw_practice_slaughter_fci-stunning_report_en.pdf

²¹⁹ Note (69) V. notamment p 63.

²²⁰ Communication de la Commission du 15 février 2012 sur la stratégie de l'Union européenne pour la protection et le bien-être des animaux au cours de la période 2012-2015 (COM(2012)0006) ; Résolution du 4 juillet 2012 sur la stratégie de l'Union européenne pour la protection et le bien-être des animaux 2012-2015 JO C 349E du 29.11.2013, p. 62.

5.5.2.2.1. Les règles générales encadrant l'information volontaire

Dans une logique de segmentation de marché, les exploitants du secteur agro-alimentaire ont largement exploité les possibilités offertes par les mentions informatives volontaires. Ces pratiques commerciales sont régies les dispositions générales par le droit de la consommation qui prohibe les pratiques commerciales déloyales et par le droit de l'alimentation qui décline cette exigence de loyauté pour les denrées alimentaires. L'information volontaire qui valorise les qualités intrinsèques (composition, facilité d'emploi...) et extrinsèques des aliments (qualité environnementale, nutritionnelle, éthique...) ne doit pas induire le consommateur en erreur en vertu de l'article 16 du règlement 178/2002 complété par l'article 7 du règlement 1169/2011 et par les législations sectorielles sur les mentions volontaires (règlement 1924/2006 sur les allégations nutritionnelles et de santé...). Cette exigence de loyauté vise toutes les pratiques commerciales et s'étend à « la présentation des denrées alimentaires et notamment à la forme ou à l'aspect donné à celles-ci ou à leur emballage, au matériau d'emballage utilisé, à la manière dont elles sont disposées ainsi qu'à l'environnement dans lequel elles sont exposées » (article 7 du règlement n°116/2011).

5.5.2.2.2. Les règles spécifiques encadrant certaines informations volontaires

Les attentes des consommateurs ne sont pas identiques dans tous les Etats membres de l'Union européenne (Bernués *et al.*, 2003)²²¹. Une étude européenne de 2013 (Commission européenne, 2013a) sur le marché de la viande montre des approches différenciées. Ainsi par exemple, les Français sont plus attachés à l'information sur l'origine géographique des produits que les Allemands qui sont plus concernés par le respect du bien-être animal (Le Loch and Benoit, 2016)²²². Quelques soient les spécificités nationales, on constate que 68% des consommateurs européens se réfèrent aux mentions volontaires apposées sur l'étiquetage pour choisir leur viande. Ces allégations jouent donc un rôle prépondérant pour déterminer les achats (Le Loch and Benoit, 2016)²²³.

Leur appréhension par le droit varie selon l'importance nationale qu'elles revêtent. Certaines mentions volontaires sont régies par des dispositions spécifiques du droit européen et d'autres ne font l'objet que de réglementations nationales non harmonisées. L'encadrement juridique de l'information volontaire n'est pas neutre et est souvent le reflet de l'émergence d'un marché spécifique (allégations nutritionnelles et de santé, mention sans OGM ou nourri sans OGM...).

5.5.2.2.2.1. Les règles harmonisées à l'échelle européenne

Les dispositions harmonisées concernent les indications géographiques et spécialités traditionnelles, l'étiquetage des produits biologiques et les allégations nutritionnelles et de santé. L'harmonisation de ces informations est de nature à valoriser les produits d'origine animale sur le marché européen même si l'encadrement juridique est très strict sur le principe de l'utilisation de ces mentions mais aussi sur la formulation de la communication.

* Les indications géographiques et spécialités traditionnelles (Marcel and Cinieri, 2015)

L'Union européenne dispose de trois systèmes pour promouvoir et protéger les désignations des produits agricoles et denrées alimentaires de qualité : AOP (Appellation d'origine protégée), IGP (Indication

²²¹ Cet article souligne l'importance de la date limite de consommation et de l'indication de provenance géographique de la viande.

²²² p.37, p.154.

²²³ p.8.

géographique protégée) et STG (Spécialité traditionnelle garantie). L'arsenal juridique a été actualisé par le règlement (UE) n°1151/2012 du Parlement européen et du Conseil du 21 novembre 2012 relatif aux systèmes de qualité applicables aux produits agricoles et aux denrées alimentaires²²⁴. Concernant les produits animaux, le règlement délégué (UE) n°664/2014 a notamment assoupli les règles concernant la provenance géographique des aliments pour animaux²²⁵.

Il apparaît que l'arsenal juridique européen des indications géographiques est à parfaire. Les délais sont longs (18 mois à 7 ans) et la reconnaissance à l'export est faible (le marché est surtout national). La conception française des indications géographiques étant plus stricte que celle d'autres Etats membres de l'Union européenne, l'harmonisation n'est pas complète. Par ailleurs, dans le maquis des mentions et marques privées, les consommateurs ont une faible connaissance du contenu et de la signification des signes de qualité²²⁶ surtout chez les plus jeunes.

* L'étiquetage des produits biologiques

Le règlement n°834/2007 relatif est actuellement en voie d'être réformé à la suite d'une proposition de règlement publiée en mars 2014²²⁷. Ce projet a suscité l'opposition des autorités allemandes qui soulignent qu'un renforcement des exigences réglementaires aurait pour effet de freiner le développement du marché des produits biologiques. Le texte aura pour conséquence d'obliger à ce que l'exploitation effectue la totalité de sa production en agriculture biologique pour être reconnue bio.

*Les allégations nutritionnelles et de santé (Hieke *et al.*, 2016)²²⁸

Les allégations nutritionnelles et de santé sont régies par le règlement (UE) n°1924/2006²²⁹. On entend par allégation nutritionnelle²³⁰ « toute allégation qui affirme, suggère ou implique qu'une denrée alimentaire possède des propriétés nutritionnelles bénéfiques particulières » et l'allégation santé est définie comme « toute allégation qui affirme, suggère ou implique l'existence d'une relation entre, d'une part, une catégorie de denrées alimentaires, une denrée alimentaire ou l'un de ses composants et, d'autre part, la santé »²³¹. L'emploi de ces

²²⁴ JOUE L 343 du 14.12.2012, p. 1–29

²²⁵ Art. 1 du Règlement délégué (UE) n° 664/2014 de la Commission du 18 décembre 2013 complétant le règlement (UE) n° 1151/2012 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'établissement des symboles de l'Union pour les appellations d'origine protégées, les indications géographiques protégées et les spécialités traditionnelles garanties et en ce qui concerne certaines règles relatives à la provenance, certaines règles procédurales et certaines règles transitoires supplémentaires, JOUE L 179 du 19.6.2014, p. 17–22 : « Dans la mesure où il n'est techniquement pas possible de garantir une provenance intégrale de l'aire géographique délimitée, des aliments pour animaux ne provenant pas de ladite aire peuvent être ajoutés, à condition que la qualité ou les caractéristiques du produit dues essentiellement au milieu géographique ne soient pas altérées. Les aliments pour animaux ne provenant pas de l'aire géographique délimitée ne doivent en aucun cas représenter plus de 50 % de matière sèche sur une base annuelle.

²²⁶ Un sondage eurobaromètre effectué auprès de 26 500 citoyens européens en mars 2011, révélait que 15 % des interrogés reconnaissaient le logo STG et 14 % les logos AOP et IGP.

²²⁷ Proposition de règlement du parlement européen et du conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, modifiant le règlement (UE) n°XXX/XXX du Parlement européen et du Conseil [règlement sur les contrôles officiels] et abrogeant le règlement (CE) n° 834/2007 du Conseil, COM (2014) 180.

²²⁸ Les allégations nutritionnelles et de santé sont apposées sur près d'un quart des produits alimentaires pré-emballés selon une étude diligentée dans 5 pays européens.

²²⁹ Règlement (CE) n°1924/2006 du Parlement européen et du Conseil du 20 décembre 2006 concernant les allégations nutritionnelles et de santé portant sur les denrées alimentaires, JOUE L 404 du 30.12.2006, p. 9–25

²³⁰ article 2.2, 4

²³¹ article 2.2, 5

allégations suppose que soit établi, par des preuves scientifiques généralement admises, un effet bénéfique nutritionnel ou physiologique compréhensible pour un consommateur moyen. L'évaluation du fondement scientifique des allégations est confiée à l'Agence européenne de sécurité des aliments (EFSA). S'agissant des produits d'origine animale, de nombreuses allégations nutritionnelles (pour le lait, « riche en calcium » .../ pour la viande, « riche en protéine », « riche en fer », « faible teneur en matières grasses » ...) voire d'allégations de santé (« le calcium est nécessaire au maintien de la densité osseuse », « le fer contribue à la bonne circulation d'oxygène dans le corps » ou « Les protéines contribuent à augmenter la masse musculaire ») sont autorisées. Plusieurs études sont consacrées à l'utilisation de ces allégations pour des denrées d'origine animale (sur les saucisses de porc (Barreiro-Hurlé *et al.*, 2009) ; sur le bœuf (steak haché moins de 10% de matières grasses) dans 4 pays d'Europe (Van Wezemael *et al.*, 2014). Elles montrent des variations nationales quant aux attentes des consommateurs. Ainsi en France, comme en Belgique et aux Pays-Bas, les allégations sur les acides gras saturés sont jugées plus utiles que celles sur la présence de protéines ou de fer contrairement à la Grande-Bretagne (L'allégation sur le fer arrive en dernier rang pour la France) (Van Wezemael *et al.*, 2014). De manière générale, les consommateurs sont prêts à payer un prix plus important pour les produits comportant une allégation de santé que pour les produits qui ne comportent qu'une simple allégation nutritionnelle. Toutefois, une allégation nutritionnelle et de santé peut aussi diminuer la valeur plaisir et même minorer l'ensemble des qualités du produit, ainsi par exemple il faut veiller à ce qu'une réduction des matières grasses n'affecte pas le goût de la viande (Hieke and Taylor, 2012). Il faut aussi prêter attention aux profils nutritionnels et au risque de surconsommation de produits riches en graisses et en sel comportant des allégations nutritionnelles et de santé (Wansink and Chandon, 2006). Certes, l'Union européenne n'a pas statué sur les profils nutritionnels comme cela était prévu à l'article 4 du règlement 1924/2006 mais une allégation peut être considérée comme une pratique commerciale déloyale de nature à induire le consommateur en erreur lorsqu'elle figure sur un produit nutritionnellement déséquilibré.

5.5.2.2.2. Les règles nationales

En France, il existe des dispositions qui encadrent spécifiquement certaines mentions volontaires. Elles concernent surtout la composition, la qualité et l'origine des aliments. Il n'existe pas de signe ni de règles spécifiques pour les mentions valorisantes relatives à la santé, à l'environnement, au bien-être animal ou à l'organisation de l'élevage alors même que ces thématiques constituent des attentes fortes pour les consommateurs (Delanoue and Roguet, 2015). S'agissant de l'agriculture biologique, elle garantit un mode de production respectueux de l'environnement et du bien-être animal²³² mais il ne garantit pas la provenance locale des produits et la réduction des externalités négatives liées au transport. Par ailleurs, alors même que la législation européenne et nationale prévoient la possibilité d'élaborer hors cahier des charges une charte de bonnes pratiques contenant des dispositions de nature à préserver certaines caractéristiques environnementales du terroir²³³, les opérateurs n'explorent pas cette voie en dehors des hypothèses d'alimentation animale sans OGM qui répondent à des attentes qualitatives plus larges que celles liées à la préservation de l'environnement (Marcel and Cinieri, 2015). Enfin, s'agissant de tous les SIQO, la communication sur les signes de qualité est très contrainte et ne permet pas de mettre en valeur un aspect du cahier des charges.

La réglementation française est focalisée sur les Signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) qui bénéficient tout particulièrement aux produits d'origine animale (label rouge, AOC, IGP, STG) et aux processus de production de ces denrées (Agriculture biologique)²³⁴. Ces signes présentent des garanties globales qui sont insérées dans un cahier des charges. Cette approche ne correspond pas totalement aux attentes des consommateurs qui ne connaissent pas bien le contenu des signes et qui sont plus sensibles à la réduction d'un risque qu'à l'obtention d'un bénéfice particulier (Martinez, 2010). Les SIQO sont donc concurrencés par des communications plus simples et plus compréhensibles par les consommateurs largement utilisées par la grande

²³² L'article L.640-2 C.rural indique que « la mention " agriculture biologique " atteste « la qualité environnementale et le respect du bien-être animal »

²³³ Art. L. 642-22 C.rural

²³⁴ Art. L. 640-2 C.rural modifié par l'ordonnance n° 2015-1246 du 7 octobre 2015 relative aux signes d'identification de l'origine et de la qualité

distribution. Ces informations volontaires se réfèrent aux risques sociaux (produit local, fabriqué ou transformé en France/ préserve nos emplois), environnementaux (empreinte carbone, nourri sans OGM...), liés au bien-être animal (élevé en plein air, en liberté...) ou à la santé (logo nutritionnel, démarche « Blanc, bleu, cœur », sans antibiotiques, naturel, sans additifs...).

Ces informations volontaires ne font généralement pas l'objet d'une réglementation spécifique même si certaines exceptions existent et que des réflexions sont en cours pour préciser les conditions de leur utilisation. Ainsi concernant l'élevage, la mention « nourri sans OGM » est encadrée par un décret n°2012-128 du 30 janvier 2012 relatif à l'étiquetage des denrées alimentaires issues de filières qualifiées « sans organismes génétiquement modifiés »²³⁵ et l'adoption d'un décret relatif à la mention « sans antibiotiques »²³⁶ est à l'étude dans le cadre d'un groupe de travail du Conseil national de la consommation²³⁷. La Commission européenne a eu l'occasion de se prononcer sur la mention en indiquant qu'elle était de nature à induire le consommateur en erreur²³⁸ ce qui impose une analyse des conditions de son utilisation. De même, la loi Touraine du 26 janvier 2016 a donné lieu à la mise en place d'une Commission pour préciser le cadre d'utilisation du logo nutritionnel²³⁹.

Certaines expérimentations sont en cours et pourraient donner lieu à l'adoption d'une réglementation spécifique. Ainsi, l'affichage environnemental a été expérimenté dans le cadre de la loi portant engagement national pour l'environnement du 12 juillet 2010²⁴⁰ auprès de 168 entreprises (une majorité relevant du secteur agro-alimentaire) (Errante and Saddier, 2013)²⁴¹. Toutefois, on a constaté un faible impact sur les comportements d'achat des consommateurs et des controverses sur les méthodes de calcul particulièrement inadaptées pour la complexité des impacts environnementaux des produits alimentaires. Par exemple comme le révèle le rapport de l'Assemblée nationale de 2013, si « *la méthode de calcul des gaz à effet de serre était la plus aboutie des méthodes, s'agissant de la filière alimentaire, il a été décidé de ne pas tenir compte du stockage de carbone dans les prairies, dont la valeur n'est pas plus incertaine que celle d'autres émissions. Ce choix conventionnel impacte considérablement la filière élevage – l'impact environnemental varie du simple au double selon que l'on tient compte ou non du stockage du carbone – et ne reflète pas la logique de son écosystème* »²⁴². En l'état actuel de la législation nationale, il n'y a donc pas eu de texte mettant en place un affichage environnemental obligatoire ni encadrant l'affichage volontaire. L'harmonisation des pratiques des acteurs privés s'opère plutôt par le biais de la normalisation technique. Par ailleurs, la réduction de l'impact environnemental négatif de la consommation alimentaire est de plus en plus envisagée par le prisme de la lutte contre le gaspillage alimentaire²⁴³.

Enfin il existe parfois des textes spécifiques pour certains produits. Le qualificatif « fermier » cité à l'article L. 640-2 du Code rural doit selon l'article L.641-19 être employé « dans des conditions fixées par décret ». A défaut de

²³⁵ JORF n°0026 du 31 janvier 2012, p. 1770.

²³⁶ Cette mention volontaire est utilisée dans le secteur de la volaille et est arrivée dans les linéaires en 2013. Elle est insérée dans les cahiers des charges de certains distributeurs (ex : Carrefour, filière qualité- LDC sous la marque « Valeur d'éleveurs »)

²³⁷ <http://www.economie.gouv.fr/cnc/travaux-cnc>

²³⁸ La Commission européenne considère la mention comme trompeuse car elle suggère qu'un aliment possède des caractéristiques particulières alors que toutes les autres denrées similaires les possèdent également. Elle n'est pas suffisamment distinctive car les antibiotiques en tant que facteurs de croissance ou additif sont interdits en EU et seule l'utilisation thérapeutique des antibiotiques est autorisée, elle crée une confusion chez le consommateur en laissant croire que d'autres opérateurs utilisent les antibiotiques et donne une image négative des antibiotiques thérapeutiques.

²³⁹ V. supra.2.1.3

²⁴⁰ Art 228 de la Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, JORF n°0160 du 13 juillet 2010 page 12905.

²⁴¹ Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du règlement, par la commission du développement durable et de l'aménagement du territoire, en conclusion des travaux d'une mission d'information sur l'affichage environnemental.

²⁴² Rapport précité Op cit, p 32.

²⁴³ Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions- Boucler la boucle - Un plan d'action de l'Union européenne en faveur de l'économie circulaire, COM (2015) 614 final V. Considérant 12 de la proposition de directive du parlement européen et du conseil modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets, COM(2015) 595 final.

et proposition de directive du parlement européen et du conseil modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages, COM(2015) 596 final.

définition générale, le décret n'ayant jamais été adopté, on peut citer quelques textes particuliers qui concernent les produits animaux. Ainsi pour les fromages, la définition de la mention valorisante « fermier » est précisée par le décret n°2007-628 du 27 avril 2007²⁴⁴. La dénomination "fromage fermier" ou tout autre qualificatif laissant entendre une origine fermière est réservée à un fromage fabriqué selon les techniques traditionnelles par un producteur agricole ne traitant que les laits de sa propre exploitation sur le lieu même de celle-ci. De même pour les œufs, le décret n°2015-1031 du 19 août 2015 définit les conditions d'utilisation des mentions valorisantes « fermier », « produit de la ferme » ou « produit à la ferme » pour les œufs de poules pondeuses de l'espèce *Gallus gallus*. A défaut de textes réglementaires, les codes d'usage peuvent apporter des précisions sur les conditions d'emploi du qualificatif. Ainsi le Code d'usage de la charcuterie et des salaisons indique que le terme fermier est destiné à des produits fabriqués sur les lieux de l'exploitation à partir de la viande des animaux qui y ont été élevés, qui répondent aux caractéristiques des produits traditionnels et qui sont vendus par le producteur au consommateur.

5.5.2.3. La multiplication des mentions volontaires et le manque de cohérence et de pertinence

L'arsenal juridique européen et français relatif aux informations volontaires se caractérise par son manque de cohérence et de pertinence au regard des évolutions des attentes des consommateurs. Les études en économie comportementale montrent que le processus décisionnel qui conduit le consommateur à opérer des actes d'achat s'éloigne du modèle théorique de l'*homo economicus*. La profusion des signes, mentions et marques privées est donc de nature à renforcer la difficulté d'opérer des choix adéquats dans un contexte où au-delà de son intérêt personnel (prix, qualité gustative...) le consommateur par son mode de consommation est considéré comme un vecteur de changements (environnementaux, sociaux...).

A cet égard, il importe en premier lieu que les conditions d'utilisation des mentions informatives volontaires utilisées pour les produits animaux soient harmonisées à l'échelle européenne pour renforcer leur cohérence. Pourtant, de nombreux rapports et études s'y opposent en soulignant notamment l'existence de spécificités nationales. Ainsi l'étiquetage européen sur l'absence d'OGM est pour l'instant exclu à la suite du rapport de 2013 *"State of play in the EU on GM-free food labelling schemes and assessment of the need for possible harmonisation"* (Commission Européenne, 2013b). L'Autriche, l'Allemagne, les Pays-Bas et la France disposent d'une législation spécifique dans ce domaine mais d'autres pays comme la Suède interdisent ces pratiques commerciales. De même, En 2013, la Commission européenne a remis son rapport portant « Sur l'opportunité de créer un système d'étiquetage applicable à l'agriculture locale et à la vente directe » en concluant qu'il était difficile de mettre en place un étiquetage harmonisé à l'échelle européenne sur l'agriculture de proximité²⁴⁵.

En second lieu, une meilleure articulation entre les informations obligatoires et les informations volontaires, ainsi qu'au sein de ces mentions (entre SIQO et mentions volontaires hors SIQO) doit être réalisée en adéquation avec les attentes du consommateur.

Certaines articulations sont prévues et assurent une cohérence entre les SIQO et les références au bien-être animal. Ainsi, selon l'article L644-14 du Code rural, la référence au mode d'élevage "élevé à l'intérieur, système extensif" et "sortant à l'extérieur", ainsi qu'à l'âge d'abattage, ne peut être utilisée que sur les volailles bénéficiant d'un label rouge, d'une appellation d'origine, du signe "agriculture biologique" ou de la démarche de certification des produits. Les mentions "fermier-élevé en plein air" ou "fermier-élevé en liberté" ne peuvent être utilisées que sur les volailles bénéficiant d'un label rouge, d'une appellation d'origine ou du signe "agriculture biologique".

Mais il existe des incohérences sur l'ancrage territorial des produits d'origine animale. La mention volontaire, « transformé ou élaboré en France » qui fait référence à des externalités sociales positives (« préserve nos emplois... »), peut concerner des produits dont les ingrédients sont importés. Le décret n° 2016-1137 du 19 août

²⁴⁴ Art 9-1, V. Conseil d'Etat, décision n°374602 du 17 avril 2015.

²⁴⁵ Comm. UE, Rapp. au Parlement européen et au conseil, 6 déc. 2013, SWD(2013) 501 final.

2016 relatif à l'indication de l'origine du lait et du lait et des viandes utilisés en tant qu'ingrédient ²⁴⁶ aura pour effet d'assurer une meilleure transparence sur le lien du produit avec le territoire. S'agissant des produits locaux, on constate aussi le besoin de clarification. Les industriels de l'agro-alimentaire et les distributeurs ont investi le « marché du local » et multiplient les promesses d'ancrage local des produits. Mais la notion de « proximité » n'est pas précisée dans aucun texte. Se pose en effet la question de l'opportunité de définir dans la loi le critère de proximité dans un contexte de renforcement des indications de provenance. La notion de « produit local » peut parfois se conjuguer avec la notion de « circuit court ». Ainsi la définition européenne des circuits courts fait référence au « développement économique local et des relations géographiques et sociales étroites entre les producteurs, les transformateurs et les consommateurs »²⁴⁷. Toutefois au plan national, le ministère de l'agriculture définit le circuit court comme « un mode de commercialisation des produits agricoles qui s'exerce soit par la vente directe du producteur au consommateur, soit par la vente indirecte. La condition est qu'il n'y ait qu'un seul intermédiaire entre l'exploitant et le consommateur » sans aucune référence à la proximité géographique²⁴⁸. On songe aussi à l'agriculture biologique qui en qualité de mode de production respectueux de l'environnement laisse supposer la proximité pour limiter l'impact négatif du transport (Marcel and Cinieri, 2015)²⁴⁹. Pourtant l'agriculture biologique n'est pas synonyme de « produit local ».

Enfin, on constate un manque de connexion entre les SIQO et les attentes environnementales des consommateurs. Il est possible de mieux prendre en considération l'utilisation prudente des ressources naturelles dans les cahiers des charges et la communication opérée auprès des consommateurs (ex : démarche de réduction de la pollution des eaux...)

Il conviendrait donc d'assurer une meilleure connexion entre les attentes des consommateurs et les informations fournies.

5.5.3. Conclusion

L'encadrement juridique de la consommation de produits d'origine animale est essentiellement réalisé par le droit de la consommation. Ce droit a pour objectif de rééquilibrer les relations entre consommateurs et professionnels et se focalise sur la transparence des relations commerciales. Ainsi, le lien noué entre l'homme et les animaux qu'il consomme est éclairé par droit par le biais de l'information sur les caractéristiques de l'aliment.

Certains mécanismes juridiques influent sur l'offre de produits en considérant que le seul arbitrage du consommateur n'est pas suffisant pour réguler le marché. Ainsi, les préoccupations sanitaires constituent des prérequis et l'objectif de prévention des risques sanitaires prime sur toutes les autres considérations. Quel que soit le mode de production et la provenance des produits, les denrées alimentaires ne doivent pas être dangereuses pour la santé du consommateur. On voit aussi se développer des politiques publiques de l'alimentation favorables à la relocalisation des productions qui utilisent le levier de la commande publique pour favoriser les productions de proximité à valeur sociale ou environnementale ajoutée dans la restauration collective. S'agissant du niveau de consommation de viande, certaines législations nationales en Europe envisagent la mise en place d'une fiscalité verte ou nutritionnelle mais ces pistes ne sont pas explorées en France. Pour le reste, les restrictions de commercialisation qui seraient justifiées par des considérations

²⁴⁶ Décret n° 2016-1137 du 19 août 2016 relatif à l'indication de l'origine du lait et du lait et des viandes utilisés en tant qu'ingrédient , JORF n°0194 du 21 août 2016

²⁴⁷ Article 2 du règlement (UE) n° 1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil : JOUE L 347, du 20.12.2013.

²⁴⁸ Ministère de l'agriculture, Renforcer le lien entre agriculteurs et consommateurs, juin 2009. Plan d'action pour développer les circuits courts : http://minagri.preprod.dev.core-techs.fr/file/46066/download?token=rNqWqZpEppFFV5Sj_QzK5dlYjo3ryrgga1Q5SLTrLa8

²⁴⁹ « S'agissant des produits issus de l'agriculture biologique, la demande de proximité est désormais en deuxième place des critères de choix des consommateurs, immédiatement derrière le facteur prix », p.43.

environnementales, sociales, éthiques au regard des impacts positifs ou négatifs de l'élevage et de ses produits sont difficiles à mettre en œuvre sans heurter les règles du libre échange.

C'est essentiellement par le biais de l'information du consommateur que s'opère l'encadrement juridique des marchés des produits d'origine animale. Souvent, le principe même de l'information est rendu obligatoire par le droit français mais surtout par le droit de l'Union européenne qui a harmonisé les dispositions nationales sur l'étiquetage des produits. La multiplication des informations obligatoires sur certaines caractéristiques des produits est une contrainte pour les opérateurs économiques mais elle répond aux attentes des consommateurs et constitue souvent un puissant levier de commercialisation. Les caractéristiques intrinsèques du produit sont visées par cette obligation (dénomination, composition, qualité nutritionnelle...) et cette transparence est tantôt favorable (protection des dénominations des produits comme le lait...) tantôt défavorable (qualité nutritionnelle pour la charcuterie...) à la valorisation des produits issus de l'élevage. Certaines caractéristiques extrinsèques à l'aliment font aussi l'objet d'une information transmise au consommateur. Dans un objectif de relocalisation et de valorisation des productions européennes soumises à des contraintes environnementales et sociales plus élevées que dans certains pays tiers, on voit se développer les indications d'origine et/ou de provenance obligatoires (viandes fraîches de toutes espèces dans l'UE, viande et lait pour les produits transformés en France au 1^{er} janvier 2017).

Toutefois, s'agissant des préoccupations liées aux modes de production des animaux et de leurs produits (bien-être animal, préservation de l'environnement...), il n'existe pas d'information obligatoire. Ces considérations sont prises en compte par le biais des mentions volontaires, qu'il s'agisse de communications commerciales classiques ou d'informations certifiées (SIQO). L'encadrement juridique de ces mentions a pour objectif de garantir la véracité des informations transmises sans que des dispositions précises ne soient toujours adoptées pour harmoniser les critères qui leurs sont applicables ni à l'échelle européenne (nourri sans OGM...) ni même à l'échelle nationale (élevé sans antibiotiques, bien-être animal...). Seuls modes de valorisation liés aux SIQO (AOP, IGP, AB...) et les mentions valorisantes (« montagne », « fermier » ...) permettent de garantir le respect d'un cahier des charges et un contrôle via des mécanismes de certification encadrés par l'Etat. Ce dispositif souffre cependant d'un manque de lisibilité et de cohérences. Les attentes spécifiques des consommateurs liées au mode de production des produits animaux (préservation de l'environnement (maîtrise des pollutions, transport, alimentation animale...), bien-être animal, lien entre la santé animale et la santé humaine (antibiotiques...) ne sont pas prises en compte de manière regroupée en assurant une cohérence et une hiérarchisation entre les différentes attentes.

Références bibliographiques

- Ademe, 2014. *Alléger l'empreinte environnementale de la consommation des Français en 2030. Vers une évolution profonde des modes de production et de consommation*, 67 p. <http://www.ademe.fr/alleger-lempreinte-environnementale-consommation-francais-2030-synthese>
- Allain, B., 2015. *Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du règlement par la commission des affaires économiques sur les circuits courts et la relocalisation des filières agricoles et alimentaires: Asemblée nationale*, 170 p. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/rap-info/i2942.asp>
- Allain, B.; Abeille, L.; Alauzet, E.; Attard, I.; Auroi, D.; Baupin, D.; Bonneton, M.; Cavard, C.; Coronado, S.; Duflot, C.; Lambert, F.-M.; Mamère, N.; Massonneau, V.; Molac, P.; Pompili, B.; Roumégas, J.-L.; De Rugy, F.; Sas, E., 2014. *Proposition de loi visant à favoriser l'ancrage territorial de l'alimentation. Enregistré à la Présidence de l'Assemblée nationale le 25 novembre 2015* Assemblée nationale n°3280, 9 p. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/propositions/pion3280.asp>
- Anses, 2015a. Avis de l'Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif aux risques liés à l'utilisation de boissons autres que le lait maternel et les substituts du lait maternel dans l'alimentation du nourrisson de la naissance à 1 an. *Information Diététique*, n° 4, 2015/10-12: 30-37.
- Anses, 2015b. *Evaluation de la faisabilité du calcul d'un score nutritionnel tel qu'élaboré par Rayner et al. V. Rapport d'appui scientifique et technique*, 100 p. <https://www.anses.fr/fr/system/files/DER2014sa0099Ra.pdf>
- Babusiaux, C.; Guillou, M., 2014. *La politique de sécurité sanitaire des aliments*. Paris: Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, 87 p. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/144000748/index.shtml>
- Bähr, C.C., 2015. Greenhouse Gas Taxes on Meat Products: A Legal Perspective. *Transnational Environmental Law*, 4 (01): 153-179. <http://dx.doi.org/10.1017/S2047102515000011>
- Bailly, G., 2011. *Filière viande bovine : agir maintenant pour sauvegarder nos territoires: Rapport d'information N° 734 (2010-2011) au nom de la commission de l'économie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, sur la situation et l'avenir du secteur de la viande bovine en France* 82 p. <http://www.senat.fr/rap/r10-734/r10-7341.pdf>
- Bajzelj, B.; Richards, K.S.; Allwood, J.M.; Smith, P.; Dennis, J.S.; Curmi, E.; Gilligan, C.A., 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 4 (10): 924-929. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2353>
- Barreiro-Hurlé, J.; Gracia, A.; De-Magistris, T., 2009. Market implications of new regulations: impact of health and nutrition information on consumer choice. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7 (2): 257-268.
- Bernués, A.; Olaizola, A.; Corcoran, K., 2003. Labelling information demanded by European consumers and relationships with purchasing motives, quality and safety of meat. *Meat Science*, 65 (3): 1095-1106. [http://dx.doi.org/10.1016/S0309-1740\(02\)00327-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0309-1740(02)00327-3)
- Blanchemanche, S.; Marette, S.; Roosen, J.; Verger, P., 2010. 'Do not eat fish more than twice a week'. Rational choice regulation and risk communication: Uncertainty transfer from risk assessment to public. *Health, Risk & Society*, 12 (3): 271-292.

Bureau européen des unions de consommateurs (BEUC), 2015a. *Close-up on the meat we eat. Consumers want honest labels* (p. 7), 83 p. http://www.beuc.eu/publications/Close-up_on_the_meat_we_eat_Consumers_want_honest_labels.pdf

Bureau européen des unions de consommateurs (BEUC), 2015b. *Informed food choices for healthier consumers, BEUC position on nutrition* (p. 7) 27 p. http://www.beuc.eu/publications/beuc-x-2015-008_pca_beuc_position_paper_on_nutrition.pdf

Cadot, O.; Jaud, M.; Suwa-Eisenmann, A., 2014. Les exportations agro-alimentaires des pays en développement: l'impact des normes sanitaires. *INRA Sciences Sociales*, 3-4: 2 p.

Choquet, U., 2015. *Les exceptions environnementales et sanitaires dans la jurisprudence de l'OMC*. Thèse de doctorat Droit. Université de Nice, Nice. <http://www.theses.fr/2015NICE0030>

Commissariat général au développement durable, 2015. *Stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020*: Commissariat général au développement durable, 135 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/SNTEDD.pdf>

Commission européenne, 2013a. *Functioning of the meat market for consumers in the European Union. Report based on findings of the "Study on the Functioning of the meat market for consumers in the European Union", prepared by GfK EU3C (EU Custom Research and Coordination Centre) on behalf of the European Commission, Directorate General for Health and Consumers, December 2012, Mai 2013, p. 5, 34 p.* http://ec.europa.eu/consumers/archive/consumer_research/market_studies/docs/mms_commission_report_en.pdf

Commission Européenne, 2013b. *State of play in the EU on GM-free food labelling schemes and assessment of the need for possible harmonisation, Final report*, 217 p. http://ec.europa.eu/food/plant/docs/gmo-traceability-gm-final_report_en.pdf

Conseil national de l'alimentation, 2014. *Communication et alimentation : les conditions de la confiance* Avis n°73 le 11 décembre 2014. Paris: Conseil national de l'alimentation,, 91 p. <http://www.cna-alimentation.fr/lavis-n73-communication-et-alimentation-les-conditions-de-la-confiance-est-en-ligne-6883>

Conseil national de l'alimentation, 2008. *Les nouveaux facteurs légitimes de régulation du commerce international des denrées alimentaires*. Paris: CNA, Avis n°59, 38 p.

Conseil suédois de l'Agriculture, 2013. *La consommation de viande durable : qu'est-ce que c'est ? Comment y parvenir ? qui la possibilité de taxer le consommateur sur chaque type de viande (bœuf, volaille, porc), voire sur tout aliment lié à des émissions élevées de gaz à effet de serre (GES): Rapport du Conseil suédois de l'Agriculture* du 22 janvier 2013, 82 p. <http://www.jordbruksverket.se/download/18.5df17f1c13c13e5bc4f800039403/En+h%C3%A5llbar+k%C3%B6ttkonsumtion.pdf>

Debucquet, G.; Friant-Perrot, M., 2016. Regards croisés sur la notion de Novel Food : quel droit pour quelle nouveauté ? *Revue "Les Cahiers Droit, Sciences et Technologies"*, A paraître en 2016.

Del Cont, V.C.; Friant-Perrot, M., 2011. Quel cadre normatif pour la viande clonée : enjeux sociaux, éthiques et juridiques. *Droit, sciences et techniques : quelles responsabilités*. Lexisnexus, Collection « Colloques et débats », 345-366.

Delanoue, E.; Roguet, C., 2015. Acceptabilité sociale de l'élevage en France : recensement et analyse des principales controverses à partir des regards croisés de différents acteurs. *INRA Productions Animales*, 28 (1):

39-50. <https://www6.inra.fr/productions-animales/2015-Volume-28/Numero-1-pp.-3-88/Acceptabilite-sociale-de-l-elevage-en-France>

Desmoulin-Canselier, S., 2009. L'utilisation d'animaux clonés à des fins d'élevage. *La Gazette du Palais*, 71: p.65.

Edjabou, L.D.; Smed, S., 2013. The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets - The case of Denmark. *Food Policy*, 39: 84-96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.12.004>

Errante, S.; Saddier, M., 2013. *Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du règlement par la mission d'information sur l'affichage environnemental au nom de la commission du développement durable et de l'aménagement du territoire*. Paris: Assemblée nationale, 122 p. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/rap-info/i1562.asp>

Friant-Perrot, M., 2013. Les nouveaux aliments. In: Mahieu, S.; Merten-Lentz, K., eds. *Sécurité alimentaire-Nouveaux enjeux et perspectives*. Bruxelles: Bruylant, 89-114.

Friant-Perrot, M., 2016. L'adoption du règlement (UE) n° 2015/2283 sur les « Novel Foods » : davantage d'innovations dans nos assiettes. *Revue de Droit Rural*, mars 2016: 23-26.

Geffroy, Y.; Reffay, M., 2015. *Rapport de situation et de propositions sur la filière bovins viande*. Paris: Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux, 26 p. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/154000396/index.shtml>

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>

Hercberg, S., 2013. *Propositions pour un nouvel élan de la politique nutritionnelle française de santé publique dans le cadre de la Stratégie Nationale de Santé* 128 p. http://social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_Hercberg_15_11_2013.pdf

Hieke, S.; Kuljanic, N.; Pravst, I.; Miklavc, K.; Kaur, A.; Brown, K.; Egan, B.; Pfeifer, K.; Gracia, A.; Rayner, M., 2016. Prevalence of Nutrition and Health-Related Claims on Pre-Packaged Foods: A Five-Country Study in Europe. *Nutrients*, 8 (3): 137. <http://www.mdpi.com/2072-6643/8/3/137>

Hieke, S.; Taylor, C.R., 2012. A Critical Review of the Literature on Nutritional Labeling. *Journal of Consumer Affairs*, 46 (1): 120-156. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6606.2011.01219.x>

Hoek, A.C.; Luning, P.A.; Weijzen, P.; Engels, W.; Kok, F.J.; De Graaf, C., 2011a. Replacement of meat by meat substitutes. A survey on person- and product-related factors in consumer acceptance (English). *Appetite*, 56 (3): 662-673. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2011.02.001>

Hoek, A.C.; van Boekel, M.A.J.S.; Voordouw, J.; Luning, P.A., 2011b. Identification of new food alternatives: How do consumers categorize meat and meat substitutes? *Food Quality and Preference*, 22 (4): 371-383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2011.01.008>

Idoux, P., 2016. Les considérations sociales et environnementales (Dossier sur « Les nouvelles dispositions sur les contrats de la commande publique). *RFDA - Revue Française de Droit Administratif*, 2: p. 260.

Jégo, Y.; Duflot, C.; Solère, T.; Abeille, L.; Attard, I.; Amirshahi, P.; Auroi, D.; Baupin, D.; Coronado, S.; De Rugy, F.; Lambert, F.-M.; Mamère, N.; Massonneau, V.; Noguès, P.; Panher, B.; Pompili, B.; Richard, A.; Roumégas,

J.-L.; Sage, M.; Sas, E.; Tuaiva, J.-P.; Habib, M.; Sommaruga, J., 2015. Proposition de loi relative à la mise en place d'une alternative végétarienne dans les cantines scolaires. Enregistré à la Présidence de l'Assemblée nationale le 14 octobre 2015. Assemblée nationale n°3142. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/propositions/pion3142.asp>

Le Loch, A.; Benoit, T., 2016. *L'avenir des filières d'élevage*. Paris: Assemblée Nationale, 188 p.

Lombardini, C.; Lankoski, L., 2013. Forced Choice Restriction in Promoting Sustainable Food Consumption: Intended and Unintended Effects of the Mandatory Vegetarian Day in Helsinki Schools. *Journal of Consumer Policy*, 36 (2): 159-178. <http://dx.doi.org/10.1007/s10603-013-9221-5>

Marcel, M.L.; Cinieri, D., 2015. *Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du Règlement par la commission des affaires économiques sur les signes d'identification de la qualité et de l'origine* Assemblée nationale n°2503, 108 p. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/pdf/rap-info/i2503.pdf>

Martinez, F., 2010. L'individu face au risque: l'apport de Kahneman et Tversky. *Idées économiques et sociales*, 3 (161): 15-23. <http://dx.doi.org/10.3917/idee.161.0015>

Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2014. *Guide pratique: Favoriser l'approvisionnement local et de qualité en restauration collective*, 92 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/1506-al-qui-restaucoill-bd_0.pdf

Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2015. *Diffusion au public des résultats des contrôles sanitaires officiels : enseignements d'une comparaison internationale* Analyse. Centre d'études et de prospective, 4 p. http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2015/11/CEP_Analyse85_Diffusion-au-public-des-r%C3%A9sultats-des-contr%C3%B4les-sanitaires-officiels.pdf

Mørkbak, M.R.; Nordström, J., 2009. The Impact of Information on Consumer Preferences for Different Animal Food Production Methods. *Journal of Consumer Policy*, 32 (4): 313-331. <http://dx.doi.org/10.1007/s10603-009-9106-9>

Niva, M.; Mäkelä, J.; Kahma, N.; Kjærnes, U., 2014. Eating Sustainably? Practices and Background Factors of Ecological Food Consumption in Four Nordic Countries. *Journal of Consumer Policy*, 37 (4): 465-484. <http://dx.doi.org/10.1007/s10603-014-9270-4>

Noiville, C., 2003. *Du bon gouvernement des risques*. Paris: PUF (*Les voies du Droit*), 256 p.

Pouta, E.; Heikkilä, J.; Forsman-Hugg, S.; Isoniemi, M.; Mäkelä, J., 2010. Consumer choice of broiler meat: The effects of country of origin and production methods. *Food Quality and Preference*, 21 (5): 539-546. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2010.02.004>

Sirieix, L.; Grolleau, G.; Schaer, B., 2008. Do consumers care about food miles? An empirical analysis in France. *International Journal of Consumer Studies*, 32 (5): 508-515. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1470-6431.2008.00711.x>

Thow, A.M.; Jan, S.; Leeder, S.; Swinburn, B., 2010. The effect of fiscal policy on diet, obesity and chronic disease: a systematic review. *Bulletin of The World Health Organization*, 88 (8): 609-614.

Tukker, A.; Goldbohm, R.A.; de Koning, A.; Verheijden, M.; Kleijn, R.; Wolf, O.; Perez-Dominguez, I.; Rueda-Cantuche, J.M., 2011. Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. *Ecological Economics*, 70 (10): 1776-1788. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.001>

Valceschini, E.; Saulais, L.; Barrey, S., 2005. *Articulation entre réglementation, normalisation et référentiels privés dans les industries agro-alimentaires*. Paris: Ministère de l'agriculture et de la pêche, Direction des politiques économique et internationale, 117 p.
<http://agriculture.gouv.fr/telecharger/67066?token=38ac448d19889865324f48d9ae4cc848>

Van Wezemael, L.; Caputo, V.; Nayga Jr, R.M.; Chryssochoidis, G.; Verbeke, W., 2014. European consumer preferences for beef with nutrition and health claims: A multi-country investigation using discrete choice experiments. *Food Policy*, 44: 167-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.11.006>

Verbeke, W.; Marcu, A.; Rutsaert, P.; Gaspar, R.; Seibt, B.; Fletcher, D.; Barnett, J., 2015. 'Would you eat cultured meat?': Consumers' reactions and attitude formation in Belgium, Portugal and the United Kingdom. *Meat Science*, 102: 49-58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.11.013>

Wansink, B.; Chandon, P., 2006. Can "Low-Fat" Nutrition Labels Lead to Obesity? *Journal of Marketing Research*, 43 (4): 605-617. <http://dx.doi.org/10.1509/jmkr.43.4.605>

Wellesley, L.; Froggatt, A.; Happer, C., 2015. *Changing Climate, Changing diets: Pathways to Lower Meat Consumption*. London: Chatham House, 76 p.
https://www.chathamhouse.org/sites/files/chathamhouse/publications/research/CHHJ3820%20Diet%20and%20climate%20change%2018.11.15_WEB_NEW.pdf

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

Wirsenius, S.; Hedenus, F.; Mohlin, K., 2011. Greenhouse gas taxes on animal food products: rationale, tax scheme and climate mitigation effects. *Climatic Change*, 108 (1): 159-184. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-010-9971-x>

World Cancer Research Fund; American Institute for Cancer Research, 2011. *Continuous Update Project Report. Food, Nutrition, Physical Activity, and the Prevention of Colorectal Cancer*, 43 p.
<http://www.wcrf.org/sites/default/files/Colorectal-Cancer-2011-Report.pdf>

5.6. Evolutions et facteurs socioculturels de la consommation d'aliments d'origine animale en France et en Europe : état des connaissances

5.6.1 Introduction

Des travaux de sciences humaines et sociales renseignent la place occupée par les aliments d'origine animale, en particulier celle des viandes, dans les « modèles alimentaires » (Poulain, 2012) européens. Les historiens ont notamment montré comment ces aliments avaient été très longtemps au cœur des régulations sociales et culturelles de l'alimentation, avec l'alternance des jours du gras et du maigre (Flandrin and Montanari, 1996; Montanari, 1995 ; 1996). On sait aussi qu'en Europe, un « vrai repas » ne se conçoit le plus souvent pas sans viande (Douglas, 1972 ; Poulain, 2007). Si les régulations marquées par la religion sont aujourd'hui passées au second plan, force est de constater que les aliments d'origine animale sont toujours l'objet de nombreux discours normatifs, notamment sanitaires et éthiques, qu'ils sont au cœur de la question de la durabilité des modèles alimentaires et qu'on les retrouve bien souvent au centre des épisodes critiques qui scandent le contexte alimentaire contemporain, particulièrement depuis les crises de la vache folle de 1996-97 et de 2001 (Lepiller, 2012; 2016).

Dans cette section, nous proposerons un état de la question sur la consommation en France et en Europe des aliments issus d'animaux terrestres, surtout des viandes, et de ses évolutions du point de vue social et culturel. Cet état des lieux s'appuie sur une revue de la littérature sociologique et anthropologique, mais aussi nutritionnelle et économique, lorsque des éléments de connaissance socio-culturelle y figuraient.

Une idée reçue veut que ces aliments occupent une place toujours plus importante dans l'alimentation à mesure que le développement économique progresse. Un futur à l'américaine, souvent érigé en repoussoir, est régulièrement brandi – en dépit de la réalité des niveaux de consommation relatifs. Pourtant, la consommation européenne, et tout particulièrement en France, ne semble pas se diriger actuellement vers un avenir alimentaire toujours plus animalisé²⁵⁰.

²⁵⁰ Aujourd'hui, la consommation moyenne en Europe de protéines en général et de protéines animales en particulier excède les stricts besoins nutritionnels selon les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé Who, 2007. *Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition*. Genève: WHO. , Westhoek, H.; Trudy, R.; van den Berg, M.; Janse, J.; Nijdam, D.; Reudink, M.; Stehfest, E., 2011. *The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf. Ces recommandations sont bien sûr discutables, ne serait-ce que du fait de la moyennisation sur laquelle elles reposent : les besoins diffèrent notablement selon les catégories de population, en fonction par exemple de l'âge, du sexe/genre et du niveau d'activité physique. L'ANSES repère ainsi, en France, quelques pourcentages de la population dont l'apport protéique est jugé insuffisant, en particulier chez les plus de 60 ans et chez les adolescentes Afssa, 2007. *Apport en protéines : consommation, qualité, besoins et recommandations*. Paris: AFSSA, 461 p. <https://www.anses.fr/fr/system/files/NUT-Ra-Proteines.pdf>. Le même rapport pointe les incertitudes quant à la définition d'une « limite supérieure de sécurité » de l'apport protéique : ce dernier peut être très variable sans conséquences notables sur la santé d'une personne bien portante. Il reste qu'en France, par exemple, les niveaux d'apports « probablement adéquates », « probablement élevés » et « probablement très élevés » concernent ainsi l'immense majorité de la population *ibid.*. Dans ce contexte de satisfaction générale des besoins en protéines, dont la majorité provient d'aliments d'origine animale, la place de ces aliments est aujourd'hui fortement questionnée. Les aliments d'origine animale, en particulier la viande, sont aujourd'hui au cœur des débats sur l'avenir de l'alimentation humaine. Leur consommation soulève en effet des questions de durabilité, tant sur le plan environnemental qu'économique, sanitaire, social, culturel et éthique. Ces enjeux de durabilité ont fait l'objet de nombreuses discussions depuis une dizaine d'années FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow*.

L'histoire de l'alimentation permet de mettre en évidence, sur le long terme, la quantité et la part croissantes des aliments d'origine animale dans le régime des Français et des Européens. Cette évolution, liée à l'augmentation du niveau de vie et à l'accessibilité croissante de ces aliments, a été constatée dans de nombreux autres pays, au point qu'elle est aujourd'hui considérée comme une des caractéristiques essentielles de la « transition nutritionnelle » : en somme, plus on est riche, plus on mange des aliments d'origine animale (Delisle, 2012 ; Drewnowski and Popkin, 1997 ; Grigg, 1995 ; Maire and Delpeuch, 2004 ; Popkin, 1993 ; 2002 ; 2006 ; Popkin and Gordon-Larsen, 2004).

Cependant, on observe aujourd'hui et depuis une vingtaine d'années, en France ainsi que dans d'autres pays européens, des signes de ralentissement de la croissance, de stagnation voire de diminution, de la consommation des aliments d'origine animale. Ces signes se retrouvent au niveau de la consommation globale, par exemple exprimée en consommation de protéines d'origine animale, mais surtout au niveau de certains aliments particuliers, notamment au niveau des viandes. Si l'on suit le modèle de la transition nutritionnelle, cette modération de la consommation pourrait relever de la cinquième phase dite de « *behavioural changes* » (Popkin, 1993) ou du « *eating well* » (Delisle, 2010 ; 2012), dans laquelle des préoccupations nouvelles, sanitaires notamment, amèneraient à se soucier plus fortement de ce qu'on mange, notamment en réduisant les aliments d'origine animale, dont certains font l'objet de messages de santé publique encourageant la modération de leur consommation.

Dans cette nouvelle phase de la transition, des facteurs économiques – l'accessibilité croissante des aliments d'origine animale associée à la hausse du niveau de vie et de la baisse des coûts de production – laisseraient donc de plus en plus de place à des facteurs relevant plus spécifiquement de dynamiques socio-culturelles. En effet, les préoccupations nouvelles conduisant à moins manger d'aliments d'origine animale ne font pas l'objet d'incitations financières actives de la part des autorités publiques. L'intérêt économique des consommateurs à manger moins d'aliments d'origine animale n'est donc *a priori* pas évident, même s'il ne faut pas l'exclure dans les situations de pauvreté ou face à des variations importantes des prix. Toutefois, les connaissances socio-anthropologiques centrées sur l'émergence de régulations socio-culturelles allant dans le sens d'une « végétarisation » (Lamine, 2008b) ou d'une « désanimalisation » des régimes et des modèles alimentaires manquent. Autrement dit, on ne sait pas bien quelles sont les conditions socio-culturelles qui font ou feraient advenir cette nouvelle phase de la transition nutritionnelle en favorisant une modération de la consommation des aliments d'origine animale. Que nous apprend la littérature sur ces phénomènes socio-culturels qui vont dans le sens de la baisse ou de la modération des consommations, là où ces phénomènes sont observés ? Et *a contrario*, comment les connaissances actuelles permettent-elles de comprendre la croissance de la consommation de certains aliments d'origine animale ? En somme, quelle est la pertinence de l'hypothèse d'une *désanimalisation* des consommations alimentaires en Europe ?

Dans cette section, nous apporterons des éléments de réponse à ces questions à partir d'une revue de la littérature. Le cadre interprétatif de la *désanimalisation* est mis à l'épreuve du cas français, et plus sommairement d'autres cas européens : Espagne, Italie, Grèce, Allemagne, Royaume-Uni, Pologne, Suède. Ces pays ont été choisis selon deux critères : celui de l'importance de leur poids démographique et parce qu'ils permettent de se représenter la diversité des modèles alimentaires européens, que l'on peut rapidement caractériser : modèle sud-européen méditerranéen occidental (espace historique de l'Europe latine) et oriental (espace historique l'Europe grecque puis byzantine et ottomane), modèle centre-européen germanique, modèle nord-ouest-européen anglo-saxon, modèle est-européen slave et modèle nord-européen scandinave. Nous repérerons également les limites

Environmental issues and options. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>, Paillard, S.; Treyer, S.; Dorin, B., 2010. *Agrimonde: Scenarios and Challenges for Feeding the World in 2050*. Versailles: Quae éditions, Springer. , Esnouf, C.; Russel, M.; Bricas, N.; Guillou, M.; Matheron, G., 2011. *Pour une alimentation durable réflexion stratégique duALIne*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*). .

des connaissances disponibles et suggérerons les directions vers lesquelles la recherche sociologique et anthropologique pourrait s'orienter.

Une première partie de cette section sera consacrée au cas français et une seconde aux sept pays européens cités. Dans chacune des parties, après avoir présenté les niveaux et la structure des consommations d'aliments d'origine animale, leurs différenciations sociales, nous présenterons leurs principales évolutions et les facteurs socioculturels de ces évolutions. Nous concluons la section par un retour critique sur le cadre interprétatif de la *désanimalisation*, qui n'est pas forcément pertinent pour analyser l'évolution de la consommation de l'ensemble des pays, ce qui conduira à préciser le sens de cette notion.

Par cette expression, nous entendons désigner le recul de la place de l'animal dans les consommations alimentaires. Mais ce recul ne se traduit pas nécessairement par une baisse de la consommation de protéines d'origine animale. Il faut en effet distinguer l'animalité des aliments sur un plan pratique – qui renvoie à l'ensemble des aliments ayant concrètement une origine animale (chairs et sous-produits animaux) –, de l'animalité des aliments sur le plan symbolique – plan où est défini le caractère plus ou moins animal d'un aliment. Par exemple, un cœur de bœuf, surtout s'il est cuisiné saignant, est classiquement considéré comme plus marqué par l'animalité qu'une dinde rôtie, qu'une fondue savoyarde ou une quiche lorraine. La dévalorisation de l'animalité sur le plan symbolique se traduit par la dévalorisation de certains plats fortement marqués par cette animalité. Mais sur le plan des consommations mesurées en termes de protéines d'origine animale, cette dévalorisation peut ne pas se traduire par une baisse des quantités consommées, par exemple si des plats de viandes rouges sont remplacés par des plats de viandes blanches, des plats à base d'œufs ou des préparations transformées contenant de la viande, mais masquée²⁵¹, en plus grande quantité. De manière générale, on peut néanmoins présager qu'une *désanimalisation* sur le plan symbolique est susceptible d'entraîner à terme une *désanimalisation* sur le plan pratique. Mais il convient par-dessus tout de scruter les relations entre ces deux plans et leurs évolutions. Les analyses ont principalement porté sur la consommation de viande, particulièrement instructive en ce qui concerne la *désanimalisation*, même si nous avons également été attentifs aux consommations de produits laitiers et d'œufs.

Pertinent pour le cas français, utile pour interpréter certaines évolutions observées dans d'autres pays considérés, le cadre de la *désanimalisation* est en revanche pris en défaut par certains cas, en particulier par le cas suédois.

²⁵¹ Nous pensons aux aliments particulièrement « sarcophage » (Vialles, 1987), c'est-à-dire dont l'origine animale et le lien à la chair de la bête mise à mort apparaissent masqués par des transformations culinaires : c'est par exemple le cas de la saucisserie, des salaisons, des transformations à base de volaille comme les *nuggets* ou dans une moindre mesure des plats mijotés en sauce à base de morceaux de viande détaillés.

Méthodologie de la revue de littérature

Pour constituer cette revue de littérature critique, nous avons consulté systématiquement des bases de données en ligne : Francis ; ScienceDirect ; Web of Science ; CAIRN ; Revue.org. En appoint, mais non systématiquement, nous avons également utilisé Google Scholar.

Nous avons également interrogé les bases d'archives de revues spécialisées dans le champ de l'alimentation et de la consommation, et des revues de sciences humaines et sociales susceptibles d'aborder ces thèmes : *Appetite ; Food, Culture & society ; Food & Foodways ; International Journal of Sociology of Food and Agriculture ; Sociologia Ruralis ; Anthropology of food ; Food Policy ; Meat Science ; British food journal ; Ethnozootechnie ; Etudes Rurales ; Revue d'études en agriculture et environnement ; Cahiers de nutrition et de diététique ; Anthropolozologica ; publications du CREDOC ; Ecological Economics ; Social Science & Medicine ; Terrain ; L'Homme ; Sociétés ; Revue française de sociologie ; Ethnologie française ; Journal des anthropologues.*

Les publications sous forme d'ouvrages ont également été prises en compte (dans la mesure où nous pouvions y accéder concrètement, ce qui n'était pas le cas de tous les ouvrages en anglais).

Les mots-clé utilisés étaient les suivants : « Nom du pays/Europe », « consommation », « produits animaux », « aliments d'origine animale », « produits d'origine animale », « viande.s », « produits laitiers », « œufs », « végétarisme », « protéines », « consumption », « livestock products », « animal products », « animal source food.s », « animal-based food.s », « meat.s », « dairy products », « milk products », « eggs », « vegetarianism », « proteins ».

Nous avons limité les interrogations systématiques des bases aux quinze dernières années. A noter que cette revue n'a pris en compte que la littérature francophone et anglophone, ce qui n'a donc pas permis d'analyser la production dans les langues nationales hormis pour la France et le Royaume-Uni. C'est une limite notable, car la production en langue nationale demeure importante dans le domaine des sciences humaines et sociales, même si cela dépend des pays. On peut estimer que cette limite a pu empêcher de prendre connaissance d'un certain nombre de compte-rendu d'études, qualitatives et compréhensives notamment.

5.6.2. La France

Un niveau de consommation très élevé d'aliments d'origine animale

Même parmi les pays développés, la France peut être considérée comme une très grosse consommatrice d'aliments d'origine animale. En 2007, le niveau de consommation de protéines animales dans le pays était même le plus élevé des 27 pays membres de l'Union Européenne, devant le Danemark (Westhoek *et al.*, 2011). Mais en 2011, selon les données de la FAO pour la période 2009-2011, la France, avec 72g/pers/jour, était devancée par la Lituanie (75g/pers/jour) et les Pays-Bas (73g/pers/jour), et devançait la Suède (71g/pers/jour) et le Portugal (70g/pers/jour).

En 2007, les Français étaient les premiers consommateurs de lipides saturés en Europe, avec plus de 16 kg/pers/an. Avec les Suédois et les Danois, ils étaient parmi les trois plus gros consommateurs de viande bovine et les neuvièmes consommateurs en volume pour toutes les viandes confondues (Westhoek *et al.*, 2011). Mais plus récemment, en 2011, les données de la FAO donnaient la consommation française de viande bovine loin derrière la consommation danoise (69,46 contre 81,04 g/pers/jour). Les quantités consommées pour la volaille (63 g/pers/jour en 2011 selon la FAO) et le porc (92 g/pers/jour) se situent également à des niveaux relativement élevés, comparés à ceux observés dans les autres pays européens. Il faut ajouter à cela des consommations non négligeables des viandes d'ovins-caprins.

Les Français sont également parmi les plus gros consommateurs de produits laitiers, notamment sous forme de fromage (deuxième plus gros consommateurs avec 23 kg par habitant et par an à égalité avec le Danemark et derrière la Grèce en 2009 (FranceAgriMer, 2009)). En 2011, la consommation française de fromage était de 66,1 g/pers/jour, juste derrière celle des Grecs (71,8 g/pers/jour) et devant celle des Italiens (65,12 g/pers/jour). Parmi les huit pays considérés, seuls les Suédois consommaient en 2011 plus d'équivalent-lait et les Grecs plus de fromage, les Français étant par ailleurs et de loin les premiers consommateurs de beurre. La consommation d'œufs en 2011, avec 34,31 g/pers/jour, se situait elle aussi parmi les plus importantes de l'Union Européenne à

27, mais les différences entre pays sont moins grandes pour ce produit : la France se situait au 11^e rang des 27, le premier rang étant occupé par les Pays-Bas (43,01 g/pers/jour).

Au total, le tableau qui se dessine est celui d'une alimentation donnant une très grande place aux aliments d'origine animale, les consommations des Français se situant toujours parmi les plus élevées, pour tous les produits animaux, parmi les pays européens.

D'autant que les Français, en 2011, consommaient aussi en très grande quantité des poissons et fruits de mer : dans ce secteur, parmi les huit pays considérés et avec 94,75 g/pers/jour, ils n'étaient dépassés que par les Espagnols (116,09 g/pers/jour en 2011), et devançaient largement tous les autres pays (le troisième pays, la Suède, se situait à 84,95 g/pers/jour).

Néanmoins, des tendances à la stagnation et à la baisse, principalement au niveau de la viande, s'observent aujourd'hui en France. Ce sont ces évolutions que nous proposons d'interpréter comme les signes d'une *désanimalisation* des pratiques alimentaires en France. Mais avant d'en venir à cette interprétation, et le tableau général étant dressé, nous présenterons les connaissances relatives à la différenciation sociale et culturelle des consommations dans le pays.

Les différences sociales et culturelles de la consommation d'aliments d'origine animale en France

Que sait-on des différences sociales et culturelles qui caractérisent la consommation d'aliments d'origine animale en France ?

Depuis une vingtaine d'années, des enquêtes, récurrentes pour certaines, permettent de mieux connaître ces différences : enquêtes du CREDOC²⁵² sur les « consommations et comportements alimentaires des Français », de l'Afssa²⁵³ et de l'INPES²⁵⁴, notamment. Notons également les synthèses de FranceAgriMer et de Déméter, qui apportent des informations précieuses sur les tendances des consommations depuis le dernier tiers du 20^e siècle (FranceAgriMer, 2010; Guillot, 2012). Il existe enfin de nombreuses études qualitatives et quantitatives, émanant du champ de la sociologie de l'alimentation. Ce champ s'est structuré, sans doute plus fortement en France que dans la plupart des pays européens, depuis le début des années 1980 (Poulain, 2002b ; Régnier *et al.*, 2006).

Historiquement, au moins jusqu'au milieu 19^e siècle, les niveaux de consommation des viandes étaient fortement liés aux catégories socio-professionnelles : seuls les plus riches pouvaient accéder régulièrement et en quantité aux viandes les plus valorisées. Par ailleurs, des différences considérables existaient entre villes et campagnes ainsi qu'entre régions françaises (Bourdieu *et al.*, 2004 ; Stanziani, 2005). Aujourd'hui, les volumes de consommation de viande varient moins d'une catégorie de population à une autre, et les différences de niveaux de consommation des aliments d'origine animale entre les catégories socio-professionnelles tendaient à diminuer au milieu des années 2000 (Recours and Hébel, 2006).

Toutefois, on observe toujours des différences dans les niveaux de consommation entre catégories sociales. La consommation de viande est plus importante en volume chez les travailleurs manuels que chez les professions

²⁵² Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie.

²⁵³ Agence française de sécurité sanitaire des aliments, aujourd'hui renommée ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail).

²⁵⁴ Institut national de prévention et d'éducation pour la santé.

libérales les plus éduquées (Hébel and Credoc, 2007).. L'évolution globale des volumes de produits carnés consommés permet même de considérer une « inversion des marqueurs sociaux » : les plus gros consommateurs se situent aujourd'hui chez les ouvriers, les plus faibles chez les professions libérales (Laisney, 2013b). Les retraités apparaissent comme étant les plus gros consommateurs de l'ensemble des aliments d'origine animale (viandes, œufs, produits laitiers, poissons et produits de la mer : (Caillavet *et al.*, 2009)). Le régime des individus les plus instruits (Baccalauréat +3 et au-delà) contient une plus grande part de poisson et une plus petite part de charcuteries que celui des consommateurs dont les niveaux d'éducation sont moins élevés (Recours and Hébel, 2006). Les populations les plus pauvres et les moins instruites consomment significativement plus de bœuf, de porc et de charcuteries, tandis que les plus riches et les plus instruites consomment plus de volaille, d'agneau et de viandes avec signes de qualité. La consommation globale de viande est légèrement plus basse dans les catégories sociales les plus riches et les plus instruites, et la part de budget que ces dernières accordent à la viande est significativement plus basse que la moyenne (Hébel and Credoc, 2007). On sait aussi que les femmes vivant seules consacrent une moins grande part de leur budget alimentaire à la viande que les hommes dans la même situation, si l'on tient compte des effets de l'âge, du niveau de diplôme et du niveau de vie (1,2 point de moins). Au sein du budget consacré à la viande, les femmes accordent moins de place aux conserves, produits de transformation et plats préparés de viande que les hommes (3,1 point de moins) (de Saint Pol, 2008). Les fréquences de consommation diffèrent aussi significativement selon le sexe : les hommes, après 26 ans, consomment plus souvent que les femmes des aliments du groupe « viandes, produits de la pêche et œufs » (Afssa and Inpes, 2004).

La consommation des aliments d'origine animale a aussi été étudiée du point de vue des valeurs et représentations. Au début des années 2000, les viandes comptaient parmi les aliments les plus cités au rang des trois « aliments essentiels », mais la hiérarchisation de ces derniers variait significativement en fonction de la région, suggérant la persistance de « cultures alimentaires régionales ». Les viandes arrivaient ainsi au premier rang des « aliments essentiels » les plus cités dans le Sud-Ouest (72% des répondants) et l'Est (62% des répondants), tandis qu'elles étaient à égalité avec les fruits et légumes dans le Nord (70% des répondants) et qu'elles étaient secondes derrière ces derniers à l'échelle du pays (65% contre 70% des répondants pour les fruits et légumes) (Poulain, 2002a). La même étude montrait que ce rang différait aussi selon le sexe. Les viandes (catégories incluant les produits transformés comme la charcuterie) étaient classées au premier rang chez les hommes et au second chez les femmes. 71% des hommes citaient les viandes parmi les aliments essentiels, devant les fruits et légumes (pour 64% d'entre eux), alors que le pourcentage s'élevait à 59% pour les femmes (après les fruits et légumes cités par 76% d'entre elles). L'importance de la viande dans l'alimentation en France est confirmée par des études du CREDOC, qui montrent qu'une minorité de personnes serait prête à abandonner sa consommation même en cas de difficultés financières (Hébel, 2008; Hébel and Credoc, 2007). Les produits laitiers étaient quant à eux les troisièmes aliments les plus cités parmi les aliments essentiels à l'échelle du pays (cités par 48% des répondants) (Poulain, 2002a).

Ces différentes observations, tant sur le plan des pratiques que sur celui des représentations, indiquent que la consommation des aliments d'origine animale obéit à des logiques sociales (niveau d'éducation, professions et catégories socioprofessionnelles, génération, âge, sexe/genre, lieu d'habitation, etc.) et culturelles (identités et modèles alimentaires régionaux). L'observation de différences culturelles doit être soulignée dans un pays comme la France, qui possède pourtant une longue tradition de centralisation et d'universalisme conduisant souvent à minorer voire à ignorer cette diversité. L'étude des différences de consommation du point de vue des différences ethniques, notamment en lien avec les origines migratoires, constitue d'ailleurs un point aveugle des sciences sociales, du fait de l'interdiction du recueil des données ethniques. Pourtant, on peut supposer des différences importantes, et imaginer des intersections possibles entre caractéristiques ethniques et caractéristiques sociales.

Des signes d'une évolution en direction d'une désanimalisation

Sur le long terme, la croissance de la consommation des aliments d'origine animale en France est indéniable. Le pays se situe aujourd'hui parmi la majorité de pays dans lesquels les apports caloriques issus de sources animales ont augmentés entre 1961 et 2005 (Combris and Soler, 2011). Historiquement, plusieurs phases d'évolution du régime alimentaire peuvent être distinguées, la place des aliments d'origine animale étant différente dans chaque phase. Avant la fin du 18^e siècle, des périodes d'abondance alternaient avec des périodes de pénuries et d'importantes inégalités sociales marquaient l'accès à ces aliments. Puis, au 19^e siècle, les progrès techniques agricoles ont permis d'améliorer l'approvisionnement alimentaire général des populations. Progressivement, les besoins énergétiques ont été satisfaits dans toutes les catégories de population, surtout grâce à l'accès plus aisé aux céréales et aux féculents, tandis que les inégalités persistaient dans la structure des consommations, les disparités étant toujours fortes en ce qui concerne les aliments d'origine animale. La période suivante, au 20^e siècle, a été marquée par des changements qualitatifs, notamment par une part grandissante, dans la ration calorique moyenne, des fruits et légumes, des graisses et sucres et des aliments d'origine animale, au détriment de la contribution part des céréales, féculents et hydrates de carbones en général. On peut parler d'une « animalisation » du régime alimentaire, résultat d'une plus grande accessibilité des aliments d'origine animale et de la valeur de prestige qui leur était attachée – en particulier à la viande –, dans une population dont le niveau de vie augmentait. Cette période prend fin dans les années 1980-1990. Depuis lors, la France a atteint une phase qualifiée par Pierre Combris de « stationnarité structurelle » : la consommation relative des différentes catégories d'aliments et la structure macro-nutritionnelle s'est stabilisée, de même que l'apport calorique total, qui tend même à décliner (Combris, 2006).

De fait, si la consommation alimentaire en France est fortement animalisée, elle n'évolue pas dans le sens d'une plus grande animalisation. Le contraire s'observe même. Le pic de consommation de viande en France a été atteint en 1998, avec 94 kg de viande équivalent carcasse par habitant et par an. Depuis lors, cette consommation diminue, pour passer en 2013 sous les 85 kg. Seule la consommation de volaille progresse aujourd'hui, tandis que celle de viandes porcine, bovine, ovine, caprine et équine suit une pente descendante (2015). La consommation totale de produits laitiers décroît également depuis les années 2000. Les produits extra-frais à base de lait semblent résister à cette tendance (Afssa, 2009; Cniel, 2008). En croisant des données de consommation et des données de compositions nutritionnelles des produits alimentaires, Lafay et Verger ont mis en évidence une diminution de la consommation de viande, de produits laitiers et de graisses d'origine animale dans la population française (Lafay and Verger, 2010). Selon l'Agreste, la consommation de graisses animales a diminué entre 1998 et 2007, passant de 28,5 à 26,5 kg par habitant et par an, tandis que celle des graisses végétales a augmenté, passant de 16,4 à 19,1 kg par habitant et par an (Agreste, 2010).

L'évolution repérée par Combris, qui est visible au niveau macro-nutritionnel, dissimule peut-être des phénomènes de substitution entre différents produits à l'intérieur de chaque grande catégorie. Ces phénomènes sont difficiles à matérialiser : leur objectivation exige des suivis longitudinaux, ainsi que des observations de pratiques et une approche compréhensive, pour compléter les données de consommations déclarées (Combris, 2006). Par exemple, on peut imaginer, d'après leurs évolutions croisées (Monceau *et al.*, 2002), que le poisson et la volaille puissent tendre à prendre le pas sur la viande rouge, ce qui se traduit nécessairement dans les situations de consommation concrètes. Cela impliquerait de prendre en compte l'évolution des lieux et des contextes de consommation dans les études diachroniques : par exemple, quels rôles ont joué le développement de la restauration collective ou celui des consommations hors-domicile ?

On peut aussi supposer des substitutions entre aliments bruts et transformés. Une étude a montré que, entre 1969 et 2001, la consommation des principales catégories d'aliments bruts, et plus encore celle des viandes, avait diminué tandis qu'augmentait simultanément la consommation des produits transformés, surtout ceux à base d'ingrédients d'origine animale (Nichèle *et al.*, 2008). Les chiffres de FranceAgriMer d'après les données du panel Kantar Worldpanel vont aussi dans ce sens : en 2003, les achats de charcuteries (incluant les jambons) représentaient 27% du volume comme de la valeur des achats de produits carnés, contre 32% en 2013. Pour les

produits élaborés de boucherie, ces chiffres sont passés de 11% (volume) et 10% (valeur) en 2003, à 12% (en volume comme en valeur), et les produits élaborés de volaille de 5% à 6% (en volume comme valeur) (2015).

Bien qu'elle permette de s'accorder sur une baisse de la consommation globale des aliments d'origine animale, en particulier celle des viandes, l'objectivation de ces tendances de long terme depuis une perspective économique et nutritionnelle ne permet guère de rendre compte des différences et des processus socio-culturels à l'œuvre dans ces évolutions. Des éléments de connaissance sur ce sujet sont fournis par la littérature. Ils permettent, à ce stade, plutôt de soulever des hypothèses plus que de formuler des affirmations, et des connaissances plus fines restent à produire.

Les facteurs sociaux et culturels impliqués dans la désanimalisation de la consommation alimentaire : état des connaissances et pistes de recherche

Que sait-on des facteurs sociaux et culturels responsables de l'évolution, en France, de la consommation alimentaire vers ce que l'on peut qualifier de *désanimalisation* ? Quelles hypothèses la littérature existante permet-elle de formuler ?

Normes nutritionnelles, différenciation sociale et désanimalisation

On peut tout d'abord relier la modération de la consommation des aliments d'origine animale à la diffusion croissante des connaissances sanitaires et nutritionnelles, qui tendent à dévaloriser certains aliments animaux et à fortement valoriser les végétaux. Le Programme National Nutrition et Santé formule ses recommandations de manière positive et incitative pour les fruits et légumes (« Au moins cinq par jour »), neutre pour les viandes, poissons et œufs en général (« Une à deux fois par jour ») et les produits laitiers (« Trois par jour »), et négative et limitative pour les graisses animales (« Limiter les graisses d'origine animale »), les charcuteries (« limiter la consommation de charcuteries ») et les viandes rouges (« Limiter la consommation de viandes rouges à moins de 500 g par semaine ») (Pnns, 2016a; b).

La diffusion des connaissances nutritionnelles et l'efficacité pratique des normes associées sont prédites par le modèle de la transition nutritionnelle : elles caractérisent la cinquième phase de la transition, dite du « *behavioural change* » (Popkin, 1993) ou du « *eating well* » (Delisle, 2010; 2012). Il convient alors d'interroger les mécanismes sociaux impliqués dans la construction scientifique des connaissances en nutrition, dans leur traduction en normes nutritionnelles, dans la diffusion de ces normes au sein des populations (Depecker, 2010) et dans leur efficacité en termes de gouvernement des conduites (Dubuisson-Quellier, 2016).

Durant les dernières décennies, les représentations du « bien manger » ont beaucoup évoluées et les discours normatifs qui font aujourd'hui autorité sont susceptibles d'avoir eu des effets sur les consommations, avec notamment une dévalorisation des aliments gras, parmi lesquels on retrouve beaucoup d'aliments d'origine animale (Mathé *et al.*, 2008). Les graisses d'origine animale, hormis dans le cas des poissons gras, sont particulièrement pointées du doigt du fait de leurs profils lipidiques souvent défavorables à la santé. Des études suggèrent la plus grande sensibilité des catégories sociales les plus aisées et les plus instruites aux discours normatifs nutritionnels (Régner and Masullo, 2009) ; une sensibilité que ces catégories traduisent par ailleurs plus volontiers dans leurs pratiques (Malon *et al.*, 2010 ; Plessz and Gojard, 2015; Recours and Hébel, 2006 ; Touvier *et al.*, 2010).

Ces observations soulèvent des questions quant au rôle de la différenciation sociale dans les changements affectant la consommation des aliments d'origine animale. Elles peuvent être interprétées dans les termes de la

théorie bourdieusienne, qui rabat la construction des goûts sur des processus de distinction sociale largement inconscients (Bourdieu, 1979) dont les acteurs qui y sont pris n'auraient qu'une faible conscience.

Devenant plus facilement accessibles, les aliments d'origine animale, en particulier les viandes, auraient ainsi pu perdre de leur valeur sociale de distinction. Parallèlement, un régime frugal en aliments d'origine animale et particulièrement en viande aurait pu devenir un nouveau marqueur de distinction sociale, notamment pour les fractions de la population caractérisées par un niveau d'éducation élevé associé à un capital économique limité. En effet, pour ces catégories sociales, l'adoption de ce type de pratiques alimentaires frugales peut apparaître comme un moyen de signifier une distinction sur un plan symbolique, alors qu'elles ne peuvent accéder à la distinction sur un plan économique, par exemple à travers des consommations de luxe, du fait de la limitation de leurs moyens sur ce plan.

Cette interprétation fut proposée pour analyser l'émergence d'un « goût pour la nature » et de la consommation d'aliments biologiques au début des années 1980 (Grignon and Grignon, 1981). La valorisation d'une certaine frugalité peut passer par le choix volontaire d'une consommation moins fréquente ou en moins grande quantité de produits plus chers intégrant la valeur ajoutée d'une production de qualité supérieure (produits fermiers, Label Rouge, AOP, AB et autre SIQO²⁵⁵), phénomène qui peut se résumer par l'expression « moins et meilleur ». De fait, la place occupée par ces produits sur les marchés alimentaires est globalement croissante avec leur multiplication, depuis une trentaine d'années, dans le cadre de ce qui a été désigné par l'expression d'« économie de la qualité » (Nicolas *et al.*, 1995)²⁵⁶. L'évolution du marché de l'œuf, où le Label Rouge occupe aujourd'hui une place importante et où le bio pèse 20% des parts de marché en valeur (Agence Bio and CSA, 2015), est un très bon exemple de cette logique, qui cependant est moins visible pour d'autres aliments d'origine animale (par exemple le porc ou le bœuf). On sait par ailleurs, nous y reviendrons, que la consommation bio entretient des affinités avec la *désanimalisation* de l'alimentation.

Plus récemment, on a vu apparaître des mouvements d'engagement dans des modes de consommation alternatifs (vente directe, circuits courts, magasins de producteurs, AMAPs, etc.) (Chiffolleau *et al.*, 2008 ; Chiffolleau and Prevost, 2012; Dubuisson-Quellier, 2009 ; Lamine, 2008a). Ces modes de consommation engagée, qui sont générateurs de confiance entre producteurs et consommateurs, sont parfois, mais pas automatiquement, couplés à des qualifications classiques (par exemple, un producteur d'AMAP dont la production serait certifiée officiellement bio, ce qui n'est pas toujours le cas). Ces mouvements et filières sont aussi des acteurs du phénomène de consommation « moins et meilleur ».

Réflexivité critique et désanimalisation

Cependant, l'interprétation inspirée de la sociologie du goût de Bourdieu n'est pas en mesure de rendre compte du rôle de la réflexivité et des compétences critiques (Boltanski and Chiapello, 2011; Boltanski and Thévenot, 1991) dans l'évolution vers des pratiques alimentaires et la *désanimalisation*. On peut supposer que l'augmentation constante du niveau d'éducation moyen, en France depuis plusieurs décennies, s'accompagne d'un développement de ces compétences au sein de la population, ou en tous cas de la prétention à les exercer.

²⁵⁵ Au sujet des SIQO, dont l'importance est particulièrement prégnante en France et dans les pays du pourtour méditerranéen, nous renvoyons à la section qui leur est consacrée ailleurs dans ce rapport : chapitre 1.2

²⁵⁶ Dans cette section, nous n'abordons pas les liens entre aliments d'origine animale, territoires, indications géographiques et terroirs. Ces aspects sont traités en détails par Claire Delfosse dans une autre section : chapitre 5.9, « Les rôles et effets territoriaux de l'élevage ». De ce point de vue, beaucoup d'aliments d'origine animale (fromages, viandes, charcuteries, salaisons notamment) participent à la construction des identités régionales, au rayonnement culturel à l'étranger et à la vitalité économique des territoires. C'est particulièrement en France et en Italie, et globalement plutôt dans l'Europe du Sud que dans l'Europe du Nord. Notons également que le « repas gastronomique des Français », inscrit en 2010 sur la Liste représentative du patrimoine culturel immatériel de l'humanité de l'UNESCO, est centré autour des plats de poissons et/ou de viande, et place la consommation de fromage dans la séquence du repas.

Ce phénomène est susceptible de favoriser une distanciation critique vis-à-vis des modèles alimentaires traditionnels et le rejet de la centralité symbolique de la viande et plus largement des aliments d'origine animale, tout en entrant en résonance avec la remise en question de plus en plus fréquente de ces aliments dans l'espace public, en particulier depuis les crises de la vache folle entre 1996 et 2001.

Depuis une vingtaine d'années, des épisodes critiques de plus en plus fréquents ont concernés la plupart du temps des aliments d'origine animale (Lepiller, 2012). Sur le long terme, ces épisodes ont peu encouragé la réduction de la consommation de viande, même si une certaine résilience post-crisis a pu être constaté dans le cas de la viande bovine après les crises de la vache folle (Raude, 2008). Il faut considérer les effets des épisodes critiques surtout sur le long terme, dans le sens où ils nourrissent la réflexivité des mangeurs sur leurs manières de manger.

Le questionnement de la consommation des aliments d'origine animale vient aussi d'institutions comme l'Organisation Mondiale de la Santé, qui a classé les viandes de mammifères terrestres comme « cancérogènes probables » en octobre 2015. Nous pouvons aussi citer les mises en causes, scientifiquement peu légitimes mais de moins en moins marginales socialement, de la consommation de produits laitiers, à travers ce qui est parfois désigné comme un « discours anti-lait ». Ces différents discours, qu'ils soient traduits en normes de santé publique ou qu'ils existent à travers une critique contre-culturelle trouvant sur internet un mode de diffusion privilégié, s'accordent bien avec la remise en question de la place centrale des aliments d'origine animale.

Nous avons vu que la politique nutritionnelle officielle tend à dévaloriser certains aliments d'origine animale (charcuteries, viandes rouges, graisses animales). Or, on sait que c'est avec les pratiques alimentaires des populations les plus instruites que les recommandations de santé publique sont les plus congruentes (Régner, 2011; Régner and Masullo, 2009). Cette congruence conduit à énoncer une hypothèse selon laquelle les discours et normes nutritionnelles, qui participent du phénomène de « nutritionnalisation » qu'ils alimentent (Fournier, 2011; Lepiller, 2012 ; Poulain, 2009)²⁵⁷, pourraient être des facteurs de changements et encourager la *désanimalisation* dans les pratiques à une double condition : que ces discours et normes soient reconnus comme légitimes et qu'ils favorisent à la fois la distanciation vis-à-vis des pratiques héritées et l'adoption de nouvelles pratiques valorisées qui soient moins animalisées.

La consommation des aliments d'origine animale est aussi remise en question aujourd'hui à travers les thématiques de la durabilité (Esnouf *et al.*, 2011; FAO *et al.*, 2006 ; Paillard *et al.*, 2010) et des préoccupations environnementales que les gouvernements français ont récemment mis à l'agenda politique, depuis le Grenelle de l'environnement en 2007. En 2010, une loi environnementale a spécifié l'objectif d'introduire à terme 20% d'aliments biologiques dans la restauration collective publique. Même si l'alimentation bio ne représente toujours qu'un peu plus de 3% du marché alimentaire en valeur, elle n'est plus cantonnée à une niche de marché : plus de 40% des Français déclarent ainsi avoir consommé bio durant le mois précédent (Agence Bio and CSA, 2015).. L'encouragement politique du bio dans la restauration collective peut favoriser une *désanimalisation*. En effet, le surcoût économique induit par le bio peut favoriser des arbitrages en faveur de sources de protéines végétales à base de légumineuses et de céréales, à condition que ces dernières soient nutritionnellement équivalentes tout en étant moins coûteuses que les sources de protéines animales.

²⁵⁷ La « nutritionnalisation » correspond à l'importance croissante d'une prévention de la santé par l'alimentation basée sur le développement des connaissances scientifiques en nutrition. Ce processus se repère historiquement aussi bien dans les recommandations de santé publique que dans les médias ou sur le marché alimentaire (avec les aliments-santé, les allégations de santé, les produits enrichis ou allégés, les compléments alimentaires, etc.). La nutritionnalisation informe les pratiques alimentaires concrètes, comme les pratiques culinaires domestiques, de différentes manières selon les milieux sociaux.

Dans le contexte alimentaire contemporain, marqué par une réflexivité critique exacerbée, de nouveaux comportements de consommation ont émergé qui ont été analysés d'un point de vue sociologique. Les partenariats locaux entre producteurs et consommateurs type AMAP et les collectifs de consommateurs (Dubuisson-Quellier, 2013; Dubuisson-Quellier *et al.*, 2011 ; Lamine, 2005; 2008a; 2011) les circuits courts (Chiffolleau *et al.*, 2008 ; Chiffolleau and Prevost, 2012 ; Maréchal, 2008 ; Prigent-Simonin and Hérault-Fournier, 2012), la consommation biologique (Lamine, 2008b), les condition de la promotion du développement durable à travers le gouvernement des pratiques de consommations (Plessz *et al.*, 2014; Plessz and Gojard, 2015), l'étiquetage de la durabilité (Ceci-Renaud and Thao Khamsing, 2012) ou encore l'impact de la critique dans les changements du marché alimentaire (Dubuisson-Quellier, 2013; Lepiller, 2010; 2012; 2013a; b) ont été étudiés.

Özcaglar-Toulouse a analysé la signification perçue, chez les consommateurs, d'une « consommation responsable » incluant la consommation alimentaire (Özcaglar-Toulouse, 2009). Mathé (2009) a proposé une distinction entre des représentations « altruistes » de l'alimentation durable et des représentations « utilitaires », et a montré la prédominance de la dimension environnementale sur les dimensions sociales et économiques dans la vision de la durabilité du point de vue des consommateurs (Mathé, 2009).. La littérature sur la durabilité de l'alimentation souligne toujours la place centrale de la question des aliments d'origine animale. Une étude du CREDOC a ainsi montré l'émergence d'une « frugalité choisie » chez des consommateurs « engagés » (14% des enquêtés), distinguée d'une « frugalité subie » présente chez 48% des Français qui sont contraints à réduire leurs dépenses de consommation (Siounandan *et al.*, 2014). Si la « frugalité subie » est liée à des situations de pauvreté ou de baisse de pouvoir d'achat, la « frugalité choisie » est présentée comme étant plutôt liée à la situation familiale (ménage de 4 ou 5 personnes) qu'à la situation économique des consommateurs. Elle est caractérisée par l'évitement de tout ce qui est jugé superflu, et la viande tend à être considérée comme telle, dans la mesure où il est possible de bien vivre sans en consommer beaucoup, voire sans en consommer du tout. Il en résulte une restriction volontaire de la consommation de viande.

La consommation des aliments d'origine animale est aussi remise en question par les préoccupations en termes de bien-être animal (Burgat, 2011 ; Burgat and Dantzer, 2001 ; Mognard, 2013; Porcher, 2004; 2011 ; 2007), par une critique « animaliste » de l'alimentation industrielle (Lepiller, 2013b; 2016) et par le développement des mouvements de libération animale (Dubreuil, 2013). Cette problématisation des rapports aux animaux, en particulier aux animaux élevés pour être mangés, participent du contexte favorable à la *désanimalisation* des consommations, de manière générale, et au développement de l'option végétarienne en particulier (Guillot, 2012), ce que confirme un récent article portant sur des consommateurs belges (De Backer and Hudders, 2015).

Les épisodes critiques alimentent cette problématisation du bien-être animal. Ils participent simultanément à la problématisation de la consommation des aliments d'origine animale, de plus en plus questionnée aujourd'hui dans l'espace public, comme en témoignent des succès de librairie ou la multiplication des tribunes défendant le véganisme²⁵⁸. Ils contribuent aussi à dénaturer les habitudes, en particulier la consommation de viande, puisque la plupart des crises concernent des produits carnés, ce qui peut favoriser par la suite des réductions, ou du moins des transformations concrètes, de la consommation. En attisant les préoccupations en termes de bien-être animal, les épisodes critiques peuvent encourager le consentement à payer pour des viandes respectant mieux cette notion, et donc potentiellement favoriser une logique du « moins mais meilleur ». Pour le cas du bœuf, en France et en Espagne, il a été montré que ces préoccupations et ce consentement à payer entretenaient des liens étroits (Sans and Sanjuán-López, 2015). Les réductions ou transformations des consommations peuvent advenir à distance des épisodes critiques ayant favorisé le questionnement réflexif,

²⁵⁸ Nous pensons par exemple au livre du romancier Jonathan Safran Foer, *Faut-il manger les animaux*, publié en France en 2011 (Paris: Editions de l'Olivier), ou à celui du journaliste Aymeric Caron, *Antispéciste*, publié en 2016 (Paris: Don Quichotte Editions). Le 20 septembre 2016, le journal *Le Monde* publiait, à la suite de nouvelles révélations de l'association militante de la cause animale L214, une tribune signée par un « collectif d'artistes, journalistes, hommes et femmes politiques, humoristes, universitaires, auteurs » et intitulée « Plaidoyer pour le véganisme ».

notamment à l'occasion d'événements biographiques (rencontres influentes, départ du domicile parental, parentalité, grossesse ou maladie, etc.).

Malgré le manque de données précises, des indications suggèrent un développement du végétarisme en France. La proportion de végétariens parmi les Français a été estimée entre 1 et 3% de la population (Inpes, 2009 ; Laisney, 2013a). L'option végétarienne semble de plus en plus acceptée dans la société française (Poulain, 2013) comme en témoigne le nombre croissant de restaurants offrant des menus ou des plats végétariens. Par ailleurs, cette option a récemment été présentée comme une manière de concilier l'exigence de laïcité avec le respect des identités et des pratiques culturelles dans la restauration scolaire. Le député Yves Jégo a ainsi lancé une pétition, à l'été 2015, pour défendre l'obligation de proposer une alternative végétarienne à tous les repas dans les cantines scolaires, alors que la question des menus de substitution aux repas contenant du porc faisait l'objet de polémiques. Cette pétition, soutenue par plus de 150 000 signataires et par des figures politiques de bords différents, contribue à alimenter la légitimité d'une *désanimalisation*²⁵⁹.

Les différents phénomènes que nous venons d'évoquer (succession des épisodes critiques, nutritionnalisation, durabilité, soutien politique au bio, innovations sociales autour de la production et de l'approvisionnement, choix d'une consommation frugale, critique animaliste de la production, bien-être animal, option végétarienne) participent à la thématisation, dans l'espace public, de la consommation d'aliments d'origine animale, et représentent autant de facteurs de légitimation d'une *désanimalisation* des consommations. Mais les connaissances manquent quant à leurs effets concrets et leurs manifestations dans la pratique quotidienne des mangeurs. L'entrée sociobiographique par les parcours de vie, pour comprendre l'évolution des pratiques avec leurs points de bifurcation, qui diffèrent selon les milieux sociaux, semble particulièrement pertinente.

L'ambivalence de la sarcophagie et la reconfiguration de la frontière catégorielle de l'animal et du végétal

Sur le plan des symboles, des valeurs et des significations, on observe, sur le temps long, des mouvements redéfinissant la place de la viande dans les régimes centrés sur les aliments d'origine animale. Ainsi, l'animalité, sur le plan symbolique, semble avoir été dévalorisée durant les dernières décennies, et même au-delà depuis le 18^e siècle. La distinction, proposée par Vialles entre « sarcophagie » (manger de la viande) et « zoophagie » (manger l'animal, la bête), s'est en effet durcie au profit de la sarcophagie (Vialles, 1987 ; Vialles, 1988; 2007). On le voit notamment à travers la quasi-disparition des boucheries spécialisées dans les produits tripiers (qui rappellent la dimension organique des aliments animaux), la raréfaction de la vente d'animaux vivants, entiers ou avec poils et plumes, et la relocalisation, pour des motifs hygiénistes, des abattoirs hors les villes.

Cette tendance a conduit à l'exclusion de certaines espèces animales ou de parties du corps des animaux hors du répertoire du mangeable (Fischler, 1990 ; Poulain, 2002b ; 2007) pour un nombre croissant de consommateurs : une tête de veau ou un pied de cochon provoquent aujourd'hui facilement le dégoût pour nombre de personnes. Cette mise à distance de la zoophagie, donc de l'animal vivant qui est mangé, de la bête, correspond à une mise à distance de la mise à mort à fin alimentaire, qui paradoxalement aujourd'hui se réinvite sur les écrans et jusque dans les salons à travers des reportages tournés dans des abattoirs, comme ceux, militants et dénonciateurs, diffusés par l'association animaliste L214. La légitimité de la mise à mort s'en trouve évidemment questionnée.

²⁵⁹ La pétition est visible à cette adresse : <https://www.change.org/p/pour-une-alternative-v%C3%A9g%C3%A9tarienne-obligatoire-dans-les-cantines-scolaires>. Elle a recueilli 158 178 soutiens au 24 octobre 2016. Une proposition de loi « relative à la mise en place d'une alternative végétarienne dans les cantines scolaires » a été enregistrée par l'Assemblée Nationale le 14 octobre 2015 <http://www.assemblee-nationale.fr/14/propositions/pion3142.asp>.

Le développement, depuis les années 1960, d'une alimentation industrielle transformée, du prêt-à-manger et des produits élaborés à base de viande tend aussi à dissimuler l'animalité d'une viande qui n'est alors plus achetée sous sa forme brute ni manipulée. Mais ce phénomène est ambivalent. D'un côté, il peut contribuer à promouvoir la sarcophagie, en invisibilisant toujours plus les origines animales des aliments transformés, et donc la dévalorisation symbolique de l'animalité des aliments à base de viande. Mais d'un autre, il peut avoir des conséquences différentes. On peut ainsi se demander si le développement de l'offre de produits transformés à base de viande, bien attesté (Monceau *et al.*, 2002), n'aurait pas ralenti une baisse de la consommation des aliments d'origine animale qui eût pu être encore plus importante en son absence. En effet, en camouflant les origines animales de l'aliment et en délocalisant la manipulation culinaire de la viande en dehors de la cuisine domestique, ce phénomène a aussi pu contribuer à déculpabiliser la consommation de tels produits en les distanciant symboliquement de la mise à mort. Les conséquences paradoxales du développement du rapport sarcophagique à la consommation de viande demandent ainsi à être mieux appréciées. Par ailleurs, les aliments transformés peuvent aussi masquer d'autres aliments d'origine animale comme des œufs ou des produits laitiers.

On observe par ailleurs, au niveau de la cuisine domestique comme de la consommation, des phénomènes de reconfiguration des frontières catégorielles de l'animal et du végétal. En effet, certains aliments d'origine animale, par exemple des *nuggets* de poulet ou des beignets au fromage, peuvent prendre la place, dans les situations concrètes de consommation, d'aliments d'origine végétale ordinairement consommés comme accompagnement ou comme en-cas – par exemple des frites. L'existence de ce genre de substitution demanderait à être mieux informée par des observations empiriques. Inversement, on voit se développer, même au-delà des commerces bio spécialisés, tout une offre de produits « simili-carnés » ou de « viandes végétales », avec une communication qui s'adresse de plus en plus à des consommateurs omnivores, et plus seulement à des végétariens. Toute une industrie de la protéine végétale texturée est prête à investir ce marché pour valoriser des co-produits (betterave, tournesol, maïs, etc.) ou des productions protéagineuses ordinairement destinées au bétail (pois, féveroles, soja, etc.). Tout un marché est ici à inventer, avec des produits d'origine végétale conçus en substitution à des produits animaux, et non pas dans une opposition militante d'inspiration végétarienne ou végane. Cela implique le développement d'une distribution, spécifique ou non, pour ces produits²⁶⁰. Depuis quelques années, des rayons végétariens, où figurent des aliments simili-carnés, sont apparus dans les grandes surfaces, et les légumineuses sont aujourd'hui bien mieux mises en valeurs qu'il y a encore dix ou vingt ans : on les trouve de plus en plus, dans des emballages soignés et sous des formes prêt-à-emploi, dans les rayons diététiques et biologiques, quand elles n'étaient présentes qu'à côté des pâtes et du riz il y a peu.

Les liens entre alimentation bio, désanimalisation et santé publique

Le développement de la consommation des aliments biologiques est susceptible d'entrer en résonance avec la *désanimalisation* des consommations. Un lien historique, dès après-guerre, entre alimentation agrobiologique, végétarisme et diététiques alternatives, a été souligné (Lepiller, 2010). Ce lien peut être caractérisé sociologiquement. César a souligné la coloration réactionnaire des premiers idéologues de l'agriculture biologique après-guerre, et a analysé la rencontre entre ces mouvements historiques et la contre-culture de gauche des années 1960 et 1970 (César, 2003). Combris et Grignon ont mis en lumière, il y a déjà une vingtaine d'années, une sur-représentation de consommateurs bio parmi les petits consommateurs de viande, dont beaucoup appartenaient aux fractions intellectuelles de la classe moyenne (Combris, 1997). Ouedraogo a quant à lui (Combris and Grignon, 1997). Ouedraogo a, quant à lui, mesuré une majorité de personnes se déclarant ovo-lacto-végétariens parmi des consommateurs réguliers d'un magasin bio (Ouedraogo, 1998). Le même auteur

²⁶⁰ Un exemple est celui d'une « boucherie végétarienne » récemment ouverte dans le 12^{ème} arrondissement de Paris près du fameux marché d'Aligre. Cette boutique vend de nombreux produits élaborés 100% végétaux, souvent utilisables dans le cadre de plats traditionnels, en substitution aux habituels ingrédients animaux (par exemple, des boulettes à cuisiner en sauce). L'appellation « boucherie » témoigne de cette logique de substitution, mais ne devrait pas manquer de faire réagir la profession bouchère.

a souligné la sur-représentation des classes sociales supérieures parmi les végétariens et les consommateurs bio (Ouedraogo, 2005).

A un niveau microsociologique, Lamine a identifié des « déclencheurs biographiques » d'une inflexion vers l'alimentation bio, mettant en lumière l'importance des parcours et des expériences de vie dans les changements alimentaires. Cette inflexion s'accompagne souvent d'une « végétarisation » des pratiques alimentaires et culinaires (Lamine, 2008b). Concrètement, des aliments ou ingrédients d'origine végétale sont substitués à d'autres, d'origine animale. Cette substitution se repère particulièrement au niveau des graisses de cuisson, mais aussi au niveau de la part protéique du plat principal, avec une place plus importante donnée aux légumineuses. La végétarisation implique ainsi des changements culinaires concrets et l'apprentissage de nouvelles techniques culinaires pour préparer des plats à base de végétaux. Plusieurs types de justifications nourrissent la végétarisation : manger plus de végétaux et moins d'aliments d'origine animale est présenté comme meilleur pour la santé (grâce au rôle protecteurs des fibres et des micronutriments des végétaux et au meilleur profil de leurs graisses), comme meilleur pour l'environnement (du fait d'un impact écologique moindre) et comme meilleur d'un point de vue éthique (notamment parce que les produits végétaux n'impliquent pas de mise à mort alimentaire, ou encore parce qu'ils limitent la concurrence vis-à-vis des ressources vivrières des pays en développement). Sans aller nécessairement jusqu'à l'adoption d'un régime végétarien, la végétarisation s'observe aussi dans la restriction des contextes de consommation de viande, phénomène souvent désigné par le terme de « flexitarisme ». Les conditions de la réduction de la consommation de viande à travers l'évolution du périmètre de sa consommation fait l'objet d'un intérêt scientifique croissant (Dagevos and Voordouw, 2013 ; De Backer and Hudders, 2015; De Boer *et al.*, 2014).

Développement de l'alimentation bio, végétarisme et *désanimalisation* entretiennent donc des liens privilégiés, et les catégories sociales les plus instruites semblent être les plus volontiers concernées par ces phénomènes. Ces affinités ont récemment été soulignées du point de vue de la santé publique. De récents résultats de l'étude Nutrinet-Santé conduite par le nutritionniste Serge Hercberg montrent que les consommateurs réguliers de produits biologiques, qui ont en moyenne un niveau d'éducation plus élevé que les non consommateurs, tendent à pratiquer une alimentation plus conforme aux recommandations nutritionnelles et aux critères de la durabilité alimentaire, avec notamment une sur-consommation d'aliments végétaux (fruits et légumes, noix diverses, céréales et légumineuses), et une sous-consommation de viande. Ils sont également moins nombreux à être en situation de surpoids ou d'obésité que les non-consommateurs. En conclusion, les auteurs affirment que « ces données, nouvelles et basées sur une cohorte de grande ampleur, devraient encourager la promotion de la production et de la consommation des produits Bio, et donc renforcer l'intérêt du Plan Ambition Bio 2017 du Ministère français de l'agriculture » (Kesse-Guyot *et al.*, 2013).

Discussion et pistes de recherche sur les facteurs sociaux et culturels de la désanimalisation en France

Cette revue de littérature a conduit à caractériser une *désanimalisation* des consommations alimentaires en France, avec une stagnation, voire une baisse, de la consommation de lait (Afssa, 2009; Cniel, 2008) et d'œufs (ITAVI, 2015), ainsi qu'une baisse de la consommation globale de viande, à l'exception notable de la consommation de volaille.

Cette exception mérite réflexion. D'un point de vue symbolique, la volaille, viande blanche, est moins marquée par l'animalité que ne l'est la viande rouge (Vialles, 1998). Est-ce la raison pour laquelle sa consommation ne diminue pas, et augmente même ? Bien sûr, d'autres facteurs entrent en jeu, que nous avons abordé. Les discours nutritionnels, notamment, recommandent de préférer la volaille aux autres viandes. Notons par ailleurs qu'au sein de la catégorie « volaille », dont la consommation progresse aussi bien globalement qu'en proportion du budget consacré aux produits carnés (+1 point en volume comme en valeur entre 2003 et 2013), la

consommation de lapin diminue, passant de 2 à 1% des volumes comme de la valeur des achats de produits carnés durant la même décennie (Allain, 2015). Ainsi, la seule viande de la catégorie « volaille » dont la consommation diminue est celle du mammifère terrestre de cette catégorie, ce dernier étant par ailleurs au cœur de mouvements de reconfiguration du rapport aux animaux, puisque le lapin est aujourd'hui sorti des clapiers pour accéder aux canapés, son statut d'animal de compagnie conduisant à l'investir d'une subjectivité affective (Poulain, 2007). Le rapport aux animaux, et avec lui la consommation d'aliments d'origine animale, sont aujourd'hui travaillés par des changements dans l'ordre des représentations qu'il s'agit de mieux comprendre pour mesurer leurs effets pratiques. Un autre exemple est celui du cheval. La consommation de sa viande a très fortement baissé au cours des dernières décennies pour devenir aujourd'hui anecdotique (Guillot, 2012). Or, comme le lapin, le cheval se trouve au centre de reconfigurations importantes des relations hommes-animaux. Il n'est plus du tout un animal de trait, ou alors seulement pour le folklore touristique. Le cheval est devenu un partenaire de loisirs, un animal familier voire un ami. Un propriétaire de cheval peut d'ailleurs spécifier légalement que son animal ne soit jamais dirigé vers la filière alimentaire humaine.

Un autre aspect lié au développement des pratiques sarcophages concerne la restauration hors-domicile, qui occupe une place croissante dans l'alimentation des Français depuis l'après-guerre, avec une croissance encore plus rapide depuis les années 1980. Cette consommation, qu'elle soit collective ou commerciale, délègue en effet la transformation culinaire à des acteurs extérieurs au foyer. Lorsqu'ils mangent en dehors de leur domicile, les consommateurs ne sont plus aux prises avec les produits d'origine animale qui sont cuisinés. S'ils en mangent, c'est directement sous la forme de plats, dont beaucoup sont sarcophages. En témoigne par exemple le développement, depuis une trentaine d'années, d'une restauration *fast-food* servant des viandes hachées, émincées ou panées. La restauration hors-domicile est aussi actrice d'une végétarisation, en proposant une offre végétarienne dans certaines enseignes haut de gamme, qui se multiplient dans les centres des grandes villes depuis une dizaine d'années.

L'analyse de la littérature montre par ailleurs que les connaissances sur la consommation d'aliments d'origine animale et son évolution proviennent surtout d'études sur les disponibilités (FAO, OCDE, filières, par exemple) et d'études de consommation à l'échelle des individus ou des ménages, empruntant la perspective, le plus souvent, de l'épidémiologie nutritionnelle. Le manque d'études qualitatives sociologiques et anthropologiques empruntant une démarche compréhensive est notable. Or, ces études sont nécessaires pour formuler des indicateurs fiables et utilisables dans le cadre d'études quantitatives qui permettent de resituer, dans les pratiques des individus et des ménages, les baisses de consommations et les changements de pratiques alimentaires et culinaires.

Une connaissance plus précise des mécanismes microsociologiques responsables de la *désanimalisation* observée à large échelle est nécessaire. Nous avons repéré un certain nombre d'éléments du contexte général susceptibles d'alimenter la *désanimalisation* des consommations. Mais comment ces éléments se traduisent-ils dans le cours concret de la vie des individus et des groupes ? Pour répondre à ces questions, des enquêtes restent à conduire.

Plusieurs perspectives nous semblent ici particulièrement fécondes.

L'analyse de la thématisation des aliments d'origine animale dans leur traitement médiatique en est une. Couplée à l'appréhension de l'exposition des individus et des groupes à ce traitement médiatique et à l'étude des interprétations qu'ils en font, elle permettrait d'apporter des éléments pour prendre la mesure de la mise en question des aliments d'origine animale dans l'espace public.

Une approche des inflexions vers une alimentation moins animalisée, à travers les *parcours biographiques* des individus, apporterait des éléments pour comprendre comment ce contexte favorable à la *désanimalisation*, dont nous avons restitué les grands traits, peut contribuer à légitimer des choix alimentaires concrets, notamment à travers des événements biographiques comme la parentalité, la confrontation à la maladie, à la mort, ou des rencontres significatives.

Cette remarque nous conduit à une troisième approche qui serait celle de la *sociologie des réseaux*. Cette perspective permettrait de mieux se représenter la manière dont les inflexions vers une alimentation moins animalisée se diffusent y compris au-delà des réseaux de proches, à travers les exemples apportés par des personnes qui comptent, sans que les relations soient nécessairement ténues avec ces dernières. On peut ainsi imaginer que l'exemple d'une personne, avec laquelle un individu donné entretiendrait des liens relativement faibles, qui adopterait une alimentation végétarienne, puisse questionner plus fortement les pratiques alimentaires de cet individu que l'adoption d'un tel régime par une personne très proche. En effet, la proximité pourrait entraîner une réaction de rejet ou d'opposition affectivement très chargée.

La question du genre est également centrale pour comprendre la *désanimalisation*. Les femmes tendent à consacrer une plus petite part de leur budget à la viande et une plus grande aux produits laitiers (Andrieu *et al.*, 2006). Le goût pour les différentes viandes et leurs niveaux de consommation varient selon les identités de genre : la viande rouge est fortement associée avec la masculinité et la blanche à la féminité, en termes de goûts comme en termes de niveaux de consommation (Cazes-Valette, 2008). Par ailleurs, les femmes effectuent toujours aujourd'hui la plus grande part du travail culinaire domestique (de Saint Pol and Ricoch, 2012) et sont généralement plus sensibles aux discours sanitaires et esthétiques liés à l'alimentation (de Saint Pol, 2010; 2004 ; 2003). Dans la mesure où ces discours tendent depuis trente ou quarante ans vers une mise en cause de plus en plus large de la consommation des aliments d'origine animale (comme le beurre, les viandes rouges ou les charcuteries), et du fait de leur position de « *gatekeeper* » des consommations du foyer (Lewin, 1943), les femmes sont particulièrement susceptibles de favoriser une désanimalisation des régimes.

Mais les recommandations nutritionnelles appelant à limiter la consommation de viande et à réduire celle de graisses animales peuvent aussi se heurter à l'importance symbolique de ces aliments, notamment dans les catégories populaires, dans lesquelles la viande rouge demeure synonyme de force, d'énergie et de plaisir (Corbeau and Poulain, 2002). Ainsi, dans ces catégories sociales, il existe peut-être des freins à la désanimalisation, puisque cuisiner en général, et cuisiner de la viande – aliment fortement valorisé – en particulier, représente une manière privilégiée de prendre soin des membres du foyer et de cultiver la stabilité familiale (Lhuissier, 2006). D'autant que, dans ces milieux sociaux, les discours normatifs nutritionnels tendent à être ignorés voire rejetés (Régner and Masullo, 2009).

Pour étudier les dynamiques de consommation et mieux cerner celles qui affectent les différents aliments d'origine animale, il convient de distinguer avec précision les effets d'âge des effets de génération (Babayou and Volatier, 1997). On sait par exemple que les jeunes générations consomment de moins en moins de produits frais et de plus en plus de produits transformés, mais aussi que la sensibilité à la santé à travers l'alimentation touche toutes les générations (Hébel and Credoc, 2007) : comment ces évolutions affectent-elles les consommations d'aliments d'origine animale ?

Enfin, des facteurs démographiques apparaissent négligés dans la littérature, malgré leur rôle possible dans la *désanimalisation* des consommations : c'est le cas du déclin démographique des catégories d'actifs du secteur agricole et du secteur industriel (Marchand, 2010). Dans ces catégories, la force physique et l'engagement des corps jouent – ou en tous cas jouaient historiquement – un rôle central dans le travail, ce qui se traduit par un rapport au corps, et à l'alimentation en particulier, que Boltanski a qualifié d'« utilitaire », par opposition au rapport « réflexif » des catégories d'actifs du secteur des services, de l'éducation ou encore de la santé (Boltanski, 1969; 1971). Ce rapport au corps correspond à un rapport à l'alimentation qui valorise le nourrissant, le consistant, et des aliments censés apporter l'énergie suffisante pour renouveler la force de travail (Corbeau and Poulain, 2002 ; Depecker, 2010; Ledrut *et al.*, 1979). Dans ce rapport à l'alimentation, la viande et d'autres aliments d'origine animale (charcuterie, fromage notamment) occupent une place centrale. Quels impacts le déclin numérique de ces catégories d'actifs, ainsi d'ailleurs que les transformations du travail dans les secteurs primaire et secondaire, ont-ils eu sur la légitimité du rapport utilitaire à l'alimentation et sur la place des aliments d'origine animale dans les régimes associés ?

Le déclin des actifs agricoles pose une autre question. Alors qu'ils représentaient plus de 30% de la population active totale en 1955, ils étaient moins de 5% en 2000 (Desriers, 2007). Les actifs agricoles vivent dans des espaces ruraux et ont une expérience directe ou au moins une fréquentation des animaux et des pratiques d'élevage. Avec leur déclin démographique, c'est d'abord un rapport intime à la production d'aliments d'origine animale, donc aussi à leur mise à mort, qui a décliné, au profit d'une relation parfois fantasmée et idéalisée chez les populations urbaines (Poulain, 2007). Par ailleurs, les agriculteurs consacrent une part particulièrement importante de leur budget alimentaire aux aliments d'origine animale (Andrieu *et al.*, 2006), sans compter l'autoproduction et les échanges non marchands, invisibles à ces statistiques (Lambert, 1987). Avec le déclin démographique de la population agricole, c'est aussi un modèle alimentaire accordant une place centrale aux aliments d'origine animale qui a perdu de l'importance.

Il faut cependant se garder de confondre complètement ce déclin démographique avec le déclin d'un rapport au corps, à l'alimentation et aux aliments d'origine animale qui relève souvent de la culture et de son temps long. La culture somatique populaire (agricole ou ouvrière) et les consommations associées sont marquées par des inerties, voire des réaffirmations et des reconstructions, à l'instar des urbains d'origine agricole ou ouvrière qui cultivent, dans une démarche quasi identitaire, un modèle alimentaire populaire que parfois même la génération de leurs parents ne pratiquaient plus, ou encore des urbains qui (re)découvrent, lors de leurs vacances, un espace rural et des relations aux animaux à travers leur mise en tourisme (Mognard, 2013).

Pour finir – nous y reviendrons dans la conclusion générale de cette section –, nous souhaitons préciser ce que signifie le concept de *désanimalisation*. Il ne s'agit pas de pointer une évolution vers une société végétarienne, loin de là. Nous ne voulons pas signifier que la France est en passe de se transformer à l'image de l'Inde où dominant le végétarisme et ses normes (Fourat, 2015). Il s'agit plutôt de pointer une mise à distance et un recul de la valorisation de l'animalité dans l'alimentation, en particulier de l'animalité des viandes, et ce avant tout sur le plan symbolique. Cette mise à distance et ce recul sur le plan symbolique vont souvent de pair, sur le plan pratique, avec une baisse des consommations, qui est attestée pour de nombreux produits d'origine animale. Mais cette mise à distance et ce recul peuvent aussi éventuellement favoriser la consommation de produits d'origine animale sous des formes culinairement masquées, symboliquement désanimalisées. Il s'agit dès lors d'appréhender finement la place des différents aliments d'origine animale dans les situations concrètes de consommation, ainsi que les jeux de substitution entre ces aliments, comme entre ces derniers et les aliments d'origine végétale susceptibles de prendre leur place dans l'assiette.

5.6.3. l'Europe

Le cas espagnol

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

En 2010, l'Espagne se situait à la quatrième place pour la consommation de protéines animales au sein de l'UE 27, avec environ 20 kg/pers/an, et à la première place pour les viandes (Westhoek *et al.*, 2011). Les espagnols consomment surtout du porc, suivi du poulet et du bœuf. La viande est depuis longtemps très consommée et valorisée dans la noblesse espagnole (Sarasua, 2001), mais l'importance de la consommation actuelle est récente. La quantité moyenne de viande consommée a été multipliée par cinq entre 1960 et 2006, passant de 11,7 à 65,3 kg/pers/an (Garcia-Brenes, 2010). Selon la même étude et sur la même période, la consommation de poisson a été multipliée par 2,25 (de 16,3 kg à 36,7), la consommation d'œufs par 1,6 (de 124 œufs à 195) et la consommation de produits laitiers par 2,3 (de 60 litres à 139). La consommation d'œufs était d'ailleurs, en 2011, la plus élevée des huit pays considérés, avec 37,93 g/pers/jour. Les œufs entrent dans la composition de nombreux desserts et servent à fabriquer la *tortilla* si souvent consommée en *tapas*.

La croissance de la consommation de viande a notamment pris la forme d'un enrichissement en ingrédients d'origine animale de plats qui autrefois ne comportaient que quelques morceaux de chorizo ou de bacon (Gonzales Turmo, 2001). La cuisine espagnole présente de très nombreux plats à base d'aliments d'origine animale et les types de cuisson des viandes sont variés : ils sont grillés à la *plancha*, cuisinés en ragoût (*pucheros*, *cocidos*), ou encore salés, séchés et/ou fumés pour la production de charcuterie. La tradition d'élevage a également légué une variété non négligeable de fromages de chèvre, de vache et surtout de brebis, à l'instar du célèbre *queso manchego*. Des salaisons, comme le fameux *jamon iberico*, occupent une place importante, mais variable d'une région à l'autre, dans le modèle alimentaire espagnole. Elles sont porteuses de symboles gastronomiques et identitaires forts, et matérialisent des liens aux territoires. Si les viandes sont au centre du plat principal du déjeuner, fromage ou poisson occupent plus souvent cette place centrale au dîner (Contreras, 2008). En Espagne, un « vrai repas de famille » comporte de la viande (Jaeger *et al.*, 2009). La différenciation culinaire régionale, tout comme la déclinaison régionale de plats nationaux comme la *paella*, témoignent d'une gastronomie riche, qui a fait l'objet d'un important travail de patrimonialisation (Medina, 2005). Cette richesse a été intégrée à un ensemble appelé « diète méditerranéenne », inscrit au patrimoine de l'UNESCO depuis 2010, et qui rassemble des savoir-faire, des connaissances, des pratiques et des traditions espagnoles, italiennes, grecques et marocaines. Plus récemment, la Croatie, Chypre et le Portugal ont rejoint les quatre pays porteurs du projet à l'origine.

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Même l'alimentation des habitants des îles Canaries (Majem *et al.*, 2000) a aujourd'hui pris des caractéristiques typiquement méditerranéennes via l'influence de la métropole espagnole. Parmi ces caractéristiques, on peut relever une quantité relativement modérée de viande rouge (46g/pers./jour) : le « régime méditerranéen » traditionnel comporte en effet, selon les nutritionnistes, une part « modérée » d'aliments d'origine animale, avec notamment une faible contribution de la viande et des produits carnés à la ration énergétique (Lacirignola and Capone, 2015). Une étude sur l'alimentation en Aragon souligne l'attachement, à dimension identitaire, aux plats traditionnels à base de viande, particulièrement marqué chez les hommes ayant dépassé les cinquante ans, et chez les habitants de zones rurales ou des petites villes (Cantarero *et al.*, 2013). Dans la ville d'Oviedo, une étude a souligné la plus faible consommation de viande chez les personnes les plus âgées (Lasheras *et al.*, 2001). La consommation des produits laitiers fermentés apparaît liée au niveau d'éducation et augmente avec ce dernier (Capdevila *et al.*, 2003).

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

Entre 2000 et 2011, selon la FAO, la consommation de protéines animales a baissé de 9%. Cette baisse s'explique par la chute massive de la consommation de viandes (-18%), malgré une hausse de celle des fromages (+43%) et du lait (+7%). La consommation de viande d'ovins-caprins a diminué de moitié (-55%), celle de porc d'un quart (-24%), tandis que celle de la volaille a légèrement augmenté (+6%). La consommation d'œufs demeure relativement stable, de même que celle de poisson, qui se situe à un très haut niveau (116 g/pers/j en 2011), le plus haut des huit pays traités dans cette section. De fait, les produits de la mer occupent une place très importante dans la culture culinaire espagnole, en particulier sur la façade atlantique, mais également dans la partie ouverte sur la Méditerranée.

Il existe une base de données, le *Panel de Consumo Alimentario*, qui fournit les statistiques nationales de la consommation des ménages espagnols (Martin, 2010). Sur la période 1987-2009, la consommation totale de viande par habitant a baissé de 67 à 61,5 kg/pers./an, malgré la hausse globale sur la période de sa consommation hors foyer.

Éléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

Si les difficultés économiques espagnoles des premières moitiés des décennies 1980 et 1990 ont pu jouer un rôle dans ces tendances, par exemple en favorisant des reports sur des aliments d'origine animale moins coûteux tels que le fromage ou la volaille, il semblerait que des changements alimentaires plus profonds soient impliqués. C'est ce que suggèrent des études portant sur les nouveaux goûts et préférences des espagnols en termes de qualité des viandes. En Catalogne, l'élevage cunicole connaît des difficultés dues à la forte baisse de la consommation de viande de lapin. Une étude a mis en évidence qu'une labellisation de qualité « lapin de Catalogne » associée à une certification de qualité, une présentation adaptée des morceaux de viande, et la vente de plats déjà préparés, pourrait favoriser une reprise de la consommation (Kallas and Gil, 2012). D'autres enquêtes portent sur la viande d'agneau (Bernués *et al.*, 2012 ; Gracia and Maza, 2015) qui a aussi connu, marquée par un recul de sa consommation au cours des dernières années. Des profils de mangeurs ont été identifiés : « traditional », « uninvolved », « adventurous » et « careless ». Ces profils ont été reliés à des caractéristiques sociales. Il ressort que les consommateurs « uninvolved » sont les plus sensibles à la praticité culinaire des produits, tandis que les consommateurs « traditional » sont les plus sensibles à des qualités comme l'apparence ou la couleur de la viande. De manière générale, les labels de qualité et les signes indiquant l'origine et le mode de nourrissage des animaux (pâturage ou fourrages verts plutôt qu'aliments concentrés en granulés) sont fortement valorisés par la plupart des profils de consommateurs identifiés. Les auteurs concluent en plaidant pour une diversification des signes de qualité fondée sur les jugements des consommateurs. Cette diversification bénéficierait selon eux au marché de la viande d'agneau, un produit jusque-là largement indifférencié (Bernués *et al.*, 2012).

Une autre étude a traité de l'intention d'achat de la viande d'agneaux élevés localement, en se fondant sur la théorie des comportements planifiés. 86% des consommateurs se disent probablement ou absolument certains d'acheter une telle viande, mais ce pourcentage tombe à 23% si le produit n'est pas disponible dans leur magasin habituellement fréquenté (Gracia and Maza, 2015). Une étude menée sur la labellisation du bœuf dans trois villes montre que des variables sociodémographiques déterminent la demande pour la labellisation (Sepulveda *et al.*, 2013). Une étude conduite à Saragosse a montré que la moitié environ des habitants de cette ville seraient prêts à consommer des produits de l'élevage plus respectueux du bien-être animal. Les femmes et les personnes préoccupées par la conservation de l'environnement apparaissent plus concernées par cette question que la population générale (Gracia and Zeballos, 2011).

La question de la valorisation marchande des pratiques de bien-être animal dans l'élevage a aussi été étudiée à propos du bœuf, avec une étude sur le consentement à payer pour de la viande bovine produite avec des pratiques d'élevage vertueuses de ce point de vue. Les consommateurs apparaissent prêts à payer environ 20% de plus que le prix moyen du marché pour une viande certifiée respectueuse des méthodes de bien-être animal. Les caractéristiques sociodémographiques, les pratiques habituelles d'achat et les attitudes à l'égard des éleveurs influencent le consentement à payer. Notamment, on observe que plus le consommateur a confiance dans l'engagement de l'éleveur dans le bien-être animal, plus son consentement à payer est élevé, tandis qu'une attitude globalement négative à l'égard de l'élevage est associée à un faible consentement à payer (Sans and Sanjuán-López, 2015).

Le consentement à payer pour de la viande bovine en vente directe de consommateurs espagnols d'une région frontalière de la France a aussi été étudié. L'étude identifie plusieurs niveaux de réflexivité et de connaissance sur ce type de produit. La familiarité avec la vente directe, un niveau de compétence et d'expérience élevé dans les étapes pratiques entre le choix du produit et la consommation finale et une fréquence élevée de consommation de morceaux variés de bœuf sont des prédicteurs d'un fort consentement à payer pour de la viande bovine en vente directe (Sanjuán *et al.*, 2012).

Les évolutions des comportements alimentaires sont également perceptibles à travers les études en nutrition. L'état nutritionnel est souvent calculé en fonction de l'adhérence au « régime méditerranéen », ensemble

traditionnel de savoir-faire qui semble garant de l'état de santé des individus (Garcia-Brenes, 2010; Perez-Gallardo *et al.*, 2015) ainsi que de la prévention de l'obésité chez les étudiants (Ortiz-Moncada *et al.*, 2012). L'étude KIDMED montre chez les plus jeunes individus une consommation notablement plus faible de légumes, céréales et poissons (Serra-Majem *et al.*, 2004a). Des études expliquent le faible suivi des recommandations nutritionnelles officielles par le fait que la santé n'est pas la principale motivation des choix alimentaires en Espagne (Garcia-Brenes, 2010; Ortiz-Moncada *et al.*, 2012; Rodriguez-Bernal *et al.*, 2013; Zazpe *et al.*, 2013).

Limites des connaissances et perspectives

La littérature anglophone sur la consommation alimentaire en Espagne concerne davantage les études nutritionnelles, tandis que les publications portant sur les aspects culturels et sociologiques sont souvent produites en espagnol. La base de données *Panel de Consumo Alimentario* fournit des informations sur les quantités achetées par les foyers mais ne permet pas de mise en perspective sociologique approfondie.

Le cas italien

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

Le niveau global de consommation d'aliments d'origine animale en Italie est relativement modéré comparé à l'ensemble des pays de l'Europe des 27. En termes d'apports protéiques d'origine animale par habitant, la consommation italienne se situait ainsi au 13^e rang, en 2007, sur les 27 pays membres de l'UE. En termes de consommation de viande, l'Italie se classait au 7^e rang (Westhoek *et al.*, 2011).

La viande occupe toutefois une place centrale dans le modèle alimentaire italien, et le repas traditionnel s'organise autour d'un plat à base de viande. Elle est aussi présente à travers un grand nombre de salaisons (*salumeria* : jambons, viandes séchées, ventrèches, lards, saucissons) et de produits transformés cuits à base de viande (mortadelles, jambons cuits). Ces produits carnés, tout comme beaucoup de fromages italiens, s'inscrivent dans des patrimoines régionaux aux identités très marquées, et ont fait l'objet d'un important travail de qualification marchande (signes de qualités, cahiers des charges de modes de production, etc.). Les produits carnés transformés sont souvent consommés en entrées ou comme ingrédients entrant dans la composition de plats, et qui présentent une facilité d'utilisation favorable dans des situations de consommations moins formelles que celles des repas, comme lors de prises alimentaires sur le pouce.

Une étude publiée en 2006 et comparant les disponibilités alimentaires de 10 pays européens a montré que les pays méditerranéens, parmi lesquels l'Italie, maintenaient certaines caractéristiques du régime méditerranéen des années 1960, par comparaison avec les pays du Nord de l'Europe : plus forte consommation de graisse végétale, notamment d'huile d'olive, de légumineuses, de volailles, de poissons et fruits de mer. En revanche, la consommation de viande rouge – ici entendue comme l'ensemble des viandes de mammifères terrestres²⁶¹ –, sous forme non transformée, s'est considérablement écartée du régime méditerranéen traditionnel pour atteindre des niveaux équivalents, voire supérieurs, à ceux observés dans le Nord de l'Europe, où l'on consomme par ailleurs plus de produits carnés transformés (Naska *et al.*, 2006). Cependant, à l'échelle des pays méditerranéens, des différences dans les modèles de consommation sont notables. En termes de structure de l'apport protéique, l'Italie se rapproche de Malte, mais aussi de la Roumanie, tandis qu'une autre catégorie regroupe l'Espagne et le Portugal, et une autre encore la Grèce et Chypre (Petrovici *et al.*, 2005).

²⁶¹ C'est du moins ce que l'on peut supposer à la lecture de l'article : la catégorie désignée « red meat » n'est pas clairement définie, elle est simplement distinguée de la catégorie « poultry » et de la catégorie « meat products », sans que d'autres catégories de viandes d'animaux terrestres ne soient mentionnées (nulle trace de « beef », « pork » ou « lamb »).

Les consommations italiennes de bœuf et de porc figurent parmi les plus importantes d'Europe (respectivement 59 et 110 g/l./pers. en 2011 selon les chiffres de la FAO). Comme en Espagne, l'importante consommation de viande de porc sous forme de salaisons crues ou cuites (*salumeria*) occupe une place centrale dans le modèle alimentaire italien (Capatti and Montanari, 2003 ; Monteleone and Dinella, 2009). Ce type de consommation pourrait être encouragé par des modes de vie valorisant les aliments ne demandant que peu de préparation (*cf. infra*, section suivante relative à la distribution socioculturelle) et fortement associés à l'identité culturelle (Harper and Faccioli, 2009).

La viande bovine, notamment celle des veaux – qui sont généralement abattus à des âges plus avancés qu'en France –, occupe également une place importante et ancienne, remontant au haut Moyen Âge (Capatti and Montanari, 2003). De fait, le bœuf occupe une place centrale dans les représentations autour de la viande, notamment dans les villes du Nord du pays, de tradition marchande (Santich, 2014). La consommation italienne de petits ruminants est particulièrement faible, et celle de volailles est relativement faible par rapport au reste de l'Europe.

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

La littérature permet de relever des différences sociodémographiques dans les consommations. Comme ailleurs en Europe, il existe un lien fort entre le degré d'urbanisation de la population, mesuré depuis 1960, et les volumes consommés de viande, mais ce lien apparaît particulièrement fort dans le cas de l'Italie (et encore plus de l'Espagne) (Kanerva, 2013).

L'urbanisation est d'ailleurs pointée comme l'un des facteurs principaux de la remise en cause de la transmission du modèle alimentaire italien traditionnel et, par conséquent, de la transformation de la diète méditerranéenne (Dernini *et al.*, 2013). Une typologie des modèles d'alimentation des jeunes adultes a été proposée (sont ici considérés les données des enquêtes ménages de l'*Istituto Nazionale di Statistica* – ISTAT – pour les budgets des ménages ayant un chef de foyer des générations X et/ou Y.. Cinq types de consommateurs ont été distingués sur la base des dépenses *per capita* en postes de budgets et en catégories d'aliments (Casini *et al.*, 2013; Casini *et al.*, 2015)

Le type « traditionnel » réfère à une consommation alimentaire avec peu de dépenses « hors foyer » et un modèle de consommation relativement peu marqué par les évolutions les plus récentes et relativement proche de habitudes de la génération précédente. Ce type de ménages est représenté dans toutes les régions, avec une surreprésentation dans le Sud de l'Italie. Les familles nombreuses (plus de 5 personnes), avec des revenus limités et un faible niveau d'éducation y sont surreprésentées. Sur la période considérée (2001-2011), les dépenses en produits « prêt à manger » et en légumes sont en augmentation, au contraire de celles accordées aux viandes rouges²⁶².

Le type « prêt à manger » est caractérisé par le haut niveau des dépenses dédiées aux produits faciles à consommer ou à cuisiner (tels que les charcuteries, fromages, œufs et « prêt à manger ») et aux formes de restauration « hors foyer ». Pour ce groupe, les consommations caractéristiques de la diète méditerranéenne (fruits, légumes, pain et légumineuses) sont en baisse, à l'opposé des consommations de viandes rouges.

²⁶² Le terme « *red meat* » est simplement distingué de la « *white meat* » et des « *cold cuts* » (charcuteries, c'est-à-dire l'ensemble des produits à base de viande coupés en tranches fines et servis froids). On suppose donc qu'en l'espèce la catégorie « *red meat* » inclut l'ensemble des viandes de mammifères terrestres y compris le porc, par opposition aux viandes blanches qui incluent les volailles, la place du lapin n'étant pas clairement précisée.

Le type dit « viande rouge » est, comme son appellation l'indique, caractérisé par une consommation importante de viandes rouges. Les familles du Nord sont surreprésentées et une augmentation de la représentation des familles du Centre-Nord de l'Italie présentant un faible niveau d'études et de revenu.

Le groupe des « hors foyer » consacre plus de 50% du budget dédié à l'alimentation dans des dépenses de restauration « hors foyer » et consacre un très faible budget aux viandes rouges. Ce groupe est majoritairement composé de ménages sans enfants du Centre-Nord de l'Italie, avec des positions sociales élevées (hauts niveaux d'éducation et de revenus).

Finalement un cinquième type, désigné de « santé », serait en émergence au cours des dix années considérées. Les principaux postes de dépenses alimentaires concernent le pain et produits à base de céréales, les fruits et légumes et secondairement les poissons. Les viandes, charcuteries et graisses ne concernent qu'une part mineure du budget. Les familles du Nord, les couples sans enfants et célibataires (principalement les femmes), les hauts niveaux d'éducation y sont surreprésentés.

Les auteurs concluent à un renforcement, sur la période considérée, des modes de consommation contenant une part importante de protéines animales et de produits carnés. Cette tendance concerne surtout des consommateurs à bas niveau d'éducation, ce qui peut s'interpréter comme la marque d'une diffusion au bas de l'échelle sociale de pratiques alimentaires valorisées. Mais une contre-tendance, qui concerne plutôt le haut de l'échelle sociale, est aussi observable. On observe en effet la diffusion d'un modèle alimentaire marqué par une *animalisation* limitée, qui pourrait être le fait de mangeurs attentifs à la dimension sanitaire, éthique voire esthétique de l'alimentation, ce qui s'exprimerait par exemple à travers l'adhésion à des mouvements comme *Slow Food* (Ascher, 2005 ; Miele and Murdoch, 2002)

Historiquement, on sait que des phénomènes de différenciations socioculturelles ont marqué la consommation des différents types d'animaux, en fonction notamment de leur valeur de prestige. Plus récemment, d'autres formes de différenciations, portant plutôt sur les morceaux de viande que sur les types d'animaux, pourraient avoir été à l'œuvre (Capatti and Montanari, 2003). Il est possible que ces processus soient en grande partie masqués par les catégorisations utilisées dans les analyses statistiques.

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

En termes dynamiques, depuis le début des années 1960, la consommation des aliments d'origine animale (viandes comme produits laitiers) tend à augmenter tandis que celles des produits végétaux (légumineuses et légumes) diminuent. En Italie, l'apport calorique provenant des aliments d'origine animale a ainsi plus que doublé depuis cette période, passant d'une contribution d'environ 400 à environ 900 Kcal *per capita* par jour. La structure des repas est réputée avoir moins changé, au cours de cette période, que dans les autres pays européens (Gracia and Albisu, 2001) et . On peut ainsi supposer que l'augmentation de la consommation des aliments d'origine animale sur le long terme doit beaucoup à l'augmentation de la taille des portions et à une plus grande flexibilité de la structure, deux phénomènes qui ont été mis en évidence (Harper and Faccioli, 2009). Ces changements ont conduit le modèle alimentaire italien à se distancer de celui de la « diète méditerranéenne » (Dernini *et al.*, 2013 ; Gracia and Albisu, 2001 ; Hubert, 1999 ; Serra-Majem *et al.*, 2004b). Ce changement est interprété par certains observateurs comme inhérents à la transition nutritionnelle (Dernini *et al.*, 2013). Cependant, la spécificité de l'apport en graisse, à dominante végétale, reste un marqueur fort du modèle alimentaire méditerranéen et italien en particulier, par contraste avec les pays de l'Europe du Nord.

La consommation des italiens est marquée par une baisse déjà ancienne de la consommation de viande bovine (- 20% entre 1990 et 2011, selon les données FAO) et par une hausse de la consommation de viande porcine (+ 20% sur la même période). Sur cette période, la consommation de volaille a d'abord baissé pour ensuite remonter, atteignant en 2011 quasiment son niveau de 1990. La consommation de viande d'ovins-caprins, très basse, est également à la baisse. Celle de protéines d'origine animale est quasiment stable, avec une légère

baisse, tandis que la consommation d'œufs est stable. La consommation de lait a suivi des évolutions accidentées, mais reste relativement stable, avec une légère hausse entre 1990 et 2011. On note une croissance relativement importante de la consommation de poissons et fruits de mer (+ 19% entre 1990 et 2011) et de fromage (+ 17%).

Entre 2003 et 2006, on observe une chute de la consommation de viande de volaille, dont l'évolution s'est ensuite redressée. Cette chute pourrait traduire une sensibilité aux épizooties de grippe aviaire, sur une consommation relativement périphérique dans le modèle alimentaire italien, tout autant qu'une faible confiance dans les régulations institutionnelles du système alimentaire, relevée par une étude publiée en 2006 (Ferretti and Magaudo, 2006).

On assiste donc, en Italie, à une transformation de la consommation des aliments d'origine animale, des viandes en particulier, avec une perte d'importance (en termes de quantité) de la viande bovine, tandis que les quantités de viande de porc et de produits de la mer augmentent.

Au sein des catégories de viandes, on observe par ailleurs des évolutions des marchés en direction d'une diversification des qualités, comme en témoigne une littérature portant sur le consentement à payer pour le bien-être animal (Napolitano, 2009; Napolitano *et al.*, 2010b; Nocella *et al.*, 2010), ou pour la certification biologique du bœuf (Napolitano *et al.*, 2010a).

Éléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

Plusieurs facteurs socioculturels peuvent expliquer les transformations observées. Ils sont à rattacher à la modernisation des modes de vie italiens. Comme en France, le développement du travail salarié des femmes et l'urbanisation, associée aux rythmes de travail en journées continues, semblent avoir encouragé la progression des consommations hors-foyers et des produits « prêts-à-manger » avec, toutefois, d'importants contrastes régionaux (Casini *et al.*, 2013 ; Casini *et al.*, 2015 ; Turrini *et al.*, 2001).

Ces tendances de consommation peuvent présager du développement de comportements sarcophages (Vialles, 1988) favorisant les produits dans lesquels l'animalité est masquée.

Les données statistiques ne permettent pas ou mal d'appréhender les transformations des représentations liées aux aliments d'origine animale et aux conditions d'élevage. Cependant, une étude socio-historique – basée sur une méthodologie proposée par des historiens de l'alimentation (Montanari, 1992) – du magazine de cuisine ménagère *La Cucina Italiana* témoigne d'un changement dans les représentations liées à la viande (Monteleone and Dinella, 2009). L'analyse des menus suggérés dans le magazine depuis la fin des années 1950 met en exergue l'apparition de menus végétariens dans les années 1990, signe d'une légitimité croissante de l'option végétarienne. Cette légitimité croissante est favorisée par les normes nutritionnelles qui valorisent notamment un régime méditerranéen pauvre en viandes. En revanche, une part importante des mangeurs italiens semblent peu enclins à se prononcer sur les conditions d'élevage ou d'abattage comme l'a montré un programme de recherche européenne sur les attitudes face au bien-être animal : 26% des participants italiens déclaraient ne pas savoir évaluer les conditions d'abattage (Kjærnes *et al.*, 2007). Faut-il y voir l'absence d'une préoccupation envers les conditions d'élevage ?

Longtemps symbole d'opulence et de consommation des élites urbaines, et rarement consommée par les paysans avant la période contemporaine, la viande bovine tient toujours une place symbolique importante dans les repas principaux (Capatti and Montanari, 2003). Cependant, la tendance récente (à l'échelle historique) de sa consommation, qui est à la baisse, pourrait s'expliquer par l'effet de sa substitution, dans les pratiques, par d'autres aliments d'origine animale, en particulier par la viande de porc et par le poisson, mais aussi dans une moindre mesure par la volaille, dont la consommation est en hausse depuis le milieu des années 2000. La valorisation du porc n'est pas nouvelle, et elle possède une longue histoire dans le modèle alimentaire italien, où

de nombreuses charcuteries sont consommées depuis le Moyen Âge (Capatti and Montanari, 2003 ; Harper and Faccioli, 2009)..

Limites des connaissances et perspectives

On peut regretter que les données et analyses principalement disponibles soient exprimées en dépenses *per capita* (possiblement biaisés par le masquage des déchets au domicile ainsi que des phénomènes d'autoproduction) et par types de produits sans porter attention aux types de morceaux. Cela peut en effet d'importantes observations relatives aux valeurs symboliques ainsi que de potentiels changements en termes d'arbitrage quantité et « qualité ». Les limites de la littérature relative aux facteurs socioculturels des évolutions en cours sont par ailleurs notables. Mais les travaux effectués sur la consommation en Italie sont néanmoins précieux dans un contexte où la diète méditerranéenne a été sélectionnée comme cas d'exploration méthodologique dans l'évaluation de la durabilité des modèles alimentaires par la FAO. Nous avons notamment constaté les limites de la littérature relative aux facteurs socioculturels des évolutions en cours (Lacirignola *et al.*, 2012).

Pour dépasser ces limites, des données nationalement représentatives sur les pratiques et représentations alimentaires sont requises en Italie. Une attention toute particulière en matière d'échantillonnage devrait se porter sur la représentativité des régions, qui sont de très importants facteurs de variations dans les habitudes alimentaires des italiens – notamment pour ce qui est des produits d'origine animale - (Capatti and Montanari, 2003 ; Harper and Faccioli, 2009). Aux côtés des travaux en histoire des représentations dont la plupart sont écrits en italien (Baruzzi and Montanari, 1981 ; Montanari, 1991) la présence de la FAO à Rome pourrait avoir concentré l'attention des académiques et des experts sur des données de disponibilités, orientée par une approche à forte coloration agronomique, attentive notamment aux systèmes alimentaires et aux aspects nutritionnels, ne favorisant pas l'opportunité d'une perspective attentive aux pratiques concrètes et à leurs relations avec les représentations.

Le cas grec

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

En 2007, la Grèce se situait au 11^{ème} rang des pays consommateurs de protéines d'origine animale parmi les membres de l'UE 27 (Westhoek *et al.*, 2011). La consommation d'aliments d'origine animale dans le pays se caractérise par un haut niveau des produits laitiers, le second plus élevé des 8 pays considérés, loin derrière la Suède (937,69 contre 766,80 g/hab/jour d'équivalent lait à l'exclusion du beurre en 2011). Cette consommation de produits laitiers prend largement la forme d'une consommation de fromages. Ainsi, toujours parmi les 8 pays considérés ici, la Grèce se situe au premier rang pour les fromages, avec 71,80 g/hab/jour en 2011, soit plus que la France (66,10) et l'Italie (65,12) et beaucoup plus que le pays le plus faiblement consommateur, l'Espagne (26,21).

Avec 220,77 g/hab/jour, la consommation de viande se situait en 2011 à un niveau comparable à celui de la Suède et du Royaume-Uni, et à un niveau inférieur à celui, situé autour de 240g/hab/jour, observé en France, Allemagne, Italie (le pays le plus consommateur, l'Espagne, se situait à 255,04 g/hab/jour). La consommation grecque de viande possède une caractéristique remarquable : le très haut niveau de consommation de viande d'ovins-caprins, surtout de viande de chevreau, qui est par exemple consommée lors du repas pascal traditionnel. Cette consommation, mesurée en 2011 à 34,97 g/hab/jour, la différencie de tous les autres pays considérés. Elle équivaut par exemple à presque trois fois celle du Royaume-Uni, second plus gros consommateur parmi ces huit pays. A cette remarque, il faut ajouter une consommation relativement faible de viande de volaille (la Grèce est le pays le moins consommateur, juste après la Suède) et de viande de porc (la Grèce est 7^e sur les huit pays, devant le Royaume-Uni). La consommation de viande bovine (51,24 g/hab/jour),

sans être aussi importante qu'elle peut l'être en France ou en Suède, est relativement élevée et comparable à celle du Royaume-Uni.

Les Grecs sont, avec les Polonais, les plus faibles consommateurs d'œufs parmi les pays considérés. Ils sont, avec les Espagnols, les plus faibles consommateurs de graisses animales, ce qui témoigne d'un large usage d'huiles végétales et en particulier d'huile d'olive, centrale dans la cuisine du pays. L'importance relative des sources végétales de lipides comparées aux sources animales est soulignée par une étude comparant les « dietary patterns » de différents pays européens à partir de la base de données DAFNE (Naska *et al.*, 2006). En contradiction avec les idées reçues sur le régime méditerranéen ou crétois, cette même étude souligne néanmoins le niveau de consommation important des viandes rouges (en l'espèce, de viandes de quadrupèdes terrestres) : mesuré à la fin des années 1990, ce niveau est le plus élevé de ceux observés parmi les pays pris en compte (Belgique, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Italie, Norvège, Portugal, Espagne, Royaume-Uni).

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Les données de budgets des ménages recueillies dans le cadre du programme comparatif européen DAFNE (Data Food Networking) à la fin du 20^e siècle permettent quelques observations quant à la distribution sociale de la consommation d'aliments d'origine animale en Grèce. Les ménages dont le chef possédait un niveau d'éducation élevé tendaient à sous-consommer les viandes et produits à base de viande, le poisson et les fruits de mer et au contraire à sur-consommer du lait et des lipides d'origine animal (Trichopoulou *et al.*, 2002).

Une étude qualitative montre l'importance de l'origine des viandes en Grèce, ainsi que celle des labels, tout en soulignant un problème de confiance dans les autorités étatiques censées les garantir (Kehagia *et al.*, 2007). Le manque de confiance dans ces autorités, la défiance envers les intérêts commerciaux industriels, jugés négatifs pour les consommateurs, et l'importance du jugement personnel dans les choix de consommation est souligné dans une autre étude qualitative comparative portant sur la gestion des risques alimentaires (van Kleef *et al.*, 2006).

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

La consommation d'aliments d'origine animale mesurée par les disponibilités en protéines animales tend à baisser depuis le début des années 2000, après avoir augmenté durant la décennie 1990. La consommation de la viande de porc suit une tendance plutôt à la hausse depuis 20 ans, avec une croissance qui se stabilise à la fin des années 2000. La consommation de volaille se révèle relativement stable sur la même période, mais connaît des accidents à la hausse et à la baisse. Plus étonnante encore est l'évolution de la consommation de viande bovine, qui augmente brutalement de près d'un tiers en 2000, jusqu'à plus de 93 g/hab/jour, et redescend très rapidement son niveau antérieur. Nous ne nous expliquons pas ce changement brusque, mais peut-être est-il lié à des épisodes de crises sanitaires (fièvre aphteuse et grippe aviaire). Ces épisodes peuvent conduire à des substitutions temporaires entre aliments. Or, la consommation de viandes d'ovins-caprins et celle de volailles ont connu à la même période des baisses relativement brutales – même si ce ne soit pas dans les mêmes proportions. On note également une augmentation de la consommation de porc en 2000, avant qu'elle ne retrouve très rapidement son niveau antérieur. La consommation d'œufs suit une pente légèrement descendante depuis le milieu des années 1980, tandis que la consommation de lait augmente sur la même période, avant de se stabiliser vers la fin des années 2000. La consommation de fromage, parmi les plus élevées des pays considérés ici, a une tendance à la hausse mais donne également des signes de stabilisation. Le fromage, en Grèce, peut être consommé au petit déjeuner et il entre dans la composition des salades et de pâtisseries salées

(*tirópita*). La stabilisation de sa consommation traduit peut-être une saturation des situations concrètes dans lesquelles il est mangé.

Eléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

La littérature accessible n'est pas assez complète pour pouvoir avancer des interprétations quant aux facteurs sociaux et culturels des évolutions constatées. On peut envisager une influence des politiques nutritionnelles sur le rapport aux aliments d'origine animale, dans un pays fortement touché par le surpoids et l'obésité (Padilla, 2008). Nous n'avons pas eu accès à des connaissances microsociologiques portant, par exemple, sur le rôle des événements biographiques et des parcours de vie. Ce rôle demeure donc méconnu. Une autre inconnue réside dans la compréhension de l'évolution de la consommation de graisses animales, qui a plus que doublé entre 1990 et 2011, tout en demeurant à un niveau relativement bas comparativement aux autres pays considérés ici, en particulier ceux du Nord de l'Europe. En 2011, le niveau grec (15,08g/hab/jour) est ainsi proche de celui de l'Espagne (13,55), ainsi que de celui du Royaume-Uni (17,01), où il suit une évolution à la baisse. L'augmentation de la consommation de graisses animales en Grèce peut être lue comme un indice de la distanciation des habitudes alimentaires des Grecs vis-à-vis de la cuisine méditerranéenne centrée sur les graisses culinaires végétales, peut-être sous l'effet d'une industrialisation de l'alimentation et du développement des produits transformés. La filière laitière, notamment, s'est considérablement industrialisée et concentrée dans la période récente, tout comme la distribution, rendant le fromage et les produits laitiers plus facilement accessibles.

Limites des connaissances et perspectives

Quelques publications anglophones qui analysent les consommations alimentaires à partir des budgets des ménages apportent des éléments de connaissance d'ordre sociologique, mais elles datent pour la plupart du début des années 2000 (Vasdekis *et al.*, 2001) : connaissances sur les aspects sociaux et culturels de la consommation alimentaire en Grèce sont lacunaires et fractionnées entre différents types de littératures scientifiques, dont la part rédigée en grec nous est restée invisible dans le cadre de cette revue de littérature.

On trouve tout d'abord des publications dans le champ du marketing, qui s'intéressent aux perceptions et attitudes des consommateurs, souvent à propos de produit carnés bien précis (Krystallis *et al.*, 2009 ; Papanagiotou *et al.*, 2012 ; 2013).

On trouve ensuite une production en épidémiologie nutritionnelle, qui aborde notamment le thème de l'obésité et du surpoids, particulièrement développés en Grèce (Chourdakis *et al.*, 2010; Panagiotakos *et al.*, 2004). Les recherches conduites dans le cadre du volet national de l'enquête EPIC (*European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition*) ont aussi permis de mieux connaître les pratiques alimentaires des Grecs (Psaltopoulou *et al.*, 2008). D'autres publications relèvent plutôt de la santé publique. Un thème récurrent est celui du régime méditerranéen, étudié dès l'après-guerre et véritablement théorisé dans les années 1980 (Keys *et al.*, 1986), à partir de recherches portant notamment sur les habitudes alimentaires de Crète, de Grèce et d'Italie du Sud

Le cas allemand

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

La structure des apports protéiques animaux en Allemagne était caractérisée, en 2007, par la part importante des protéines issues des viandes, qui représentaient plus de 50% de cet apport (Westhoek *et al.*, 2011). De fait, en 2011, la consommation quotidienne de viande par habitant se situe, avec près de 241 g., au troisième rang des 8 pays considérés, après l'Espagne (255) et la France (243). Le niveau de la consommation de porc est notable, et témoigne de la place de cette viande et de ses déclinaisons (saucisserie, farces, salaisons, fumaisons) dans le modèle alimentaire allemand. Avec plus de 146 g/hab/jour, la consommation de porc est, en 2011, la plus élevée

des 8 pays. Le second pays consommateur, la Pologne, se situe à 140 g/hab/jour, ce qui dénote une proximité culturelle dans l'importance culinaire du porc dans les cuisines des deux pays. La viande de bœuf est relativement peu consommée (un peu plus de 36 g/hab/jour en 2011). Comme en Pologne, la consommation de viandes d'ovins-caprins est particulièrement basse. La consommation de volaille (49 g/hab/jour) est assez élevée, sans être au niveau constaté en Espagne (près de 74 g/hab/jour). Elle est comparable au niveau atteint en Italie. Les graisses animales, utilisées pour la cuisson ou incorporées dans des préparations (pâtes, charcuteries, farce) est très élevée, et atteint un niveau presque identique à celui mesuré en Suède, à plus de 54 g/hab/jour en 2011.

Les Allemands ont également une consommation assez élevée de produits laitiers (près de 700 g/hab/jour d'équivalent lait à l'exclusion du beurre), particulièrement sous la forme de fromage (près de 59 g/hab/jour en 2011, au troisième rang derrière la Grèce, la France et l'Italie parmi les huit pays considérés). La consommation d'œufs, pour laquelle les écarts sont moindres entre pays, se situe parmi les plus élevées, avec près de 35 g/hab/jour. Elle est au niveau de celle de la France et seulement devancée par celle mesurée en Espagne (38 g/hab/jour).

Si la consommation de viandes est relativement élevée par rapport aux huit pays considérés (seuls les Français consommaient très légèrement plus de viande en 2011), celle des poissons et fruits de mer, avec 39 g/hab/jour en 2011, est particulièrement basse (tout comme l'est celle de la Pologne : autre point commun entre les deux pays suggérant leur proximité culturelle du point de vue culinaire). Cette configuration conduit à un niveau de consommation de protéines d'origine animale relativement moyen en Europe. L'Allemagne se situait en 2007 au quatorzième rang des pays consommateurs de protéines d'origine animale parmi les pays de l'UE 27 (Westhoek *et al.*, 2011). Ce niveau atteignait près de 63 g/hab/jour en 2011, à hauteur du niveau constaté en Grèce ou en Espagne, et loin derrière la France ou la Suède (environ 71 g/hab/jour).

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Des enquêtes de budgets des ménages sont menées tous les cinq ans depuis 1958 en Allemagne (de l'Ouest tout d'abord, puis de toute l'Allemagne une fois le pays réunifié), et d'importantes enquêtes d'épidémiologie nutritionnelle ont été réalisées depuis le milieu des années 1980 sous la houlette du Robert Koch Institute.

Ces enquêtes recensent des informations d'ordre sociodémographique, mais les rapports n'existent pas en langue anglaise. Un article anglophone présentant les principaux résultats du *German National Nutrition Survey II*, conduit en 2005-2006, est cependant accessible (Heuer *et al.*, 2015). Cette enquête analyse des données recueillies grâce à un rappel des 24 heures et à une « *diet history interview* ». Plusieurs observations concernant les aliments d'origine animale ressortent de cet article. Dans des termes particulièrement normatifs pensés à l'aune des recommandations de santé publique, les auteurs observent que la population allemande ne mange « pas assez » d'aliments d'origine végétale, surtout des légumes, et consomme « trop » de viande et de produits carnés. Ils soulignent notamment que les consommations moyennes de viande, produits carnés et saucisses chez les hommes est supérieur de deux tiers à la limite haute des recommandations nutritionnelles officielles. Les hommes allemands consomment en moyenne deux fois plus de viande, produits carnés et saucisses que les femmes, tandis que les Allemands les plus âgés en consomment moins et consomment plus de poisson que les adolescents et les jeunes adultes. La consommation de viande, de produits carnés et de graisses en général, y compris les graisses animales, est plus importante chez les Allemands dont le statut économique et social est bas, tandis que le poisson est plus consommé par les Allemands dont le statut économique et social est plus élevé. Environ 2,5% des enquêtés n'avaient pas consommé de viande, produits carnés ou saucisses durant les quatre semaines précédant l'enquête.

Les produits laitiers en général sont plus consommés par les hommes que par les femmes entre 14 et 50 ans, tandis que les différences ne sont pas significatives au-delà (51-80 ans). En général, les hommes consomment plus de lait-boisson et de boissons lactées que les femmes, sauf chez les plus de 65 ans. Le fromage et les

fromages frais sont consommés dans des quantités similaires pour les deux sexes, sauf chez les 19-34 ans, tranche d'âge où les hommes en consomment de plus grandes quantités. Les différences entre sexes s'observent aussi pour les œufs, que les hommes consomment en moyenne plus que les femmes.

Des différences dans la consommation d'aliments d'origine animale s'observent aussi chez les enfants en fonction du niveau d'éducation des parents (Sausenthaler *et al.*, 2011). La consommation de beurre et d'œufs des enfants scolarisés de 9 à 12 ans est ainsi positivement liée au niveau d'éducation, tandis que celle de produits carnés lui est inversement liée. Les auteurs présentent l'influence du niveau d'éducation des parents comme supérieure à celle de leur niveau de revenu. Cet article souligne aussi des différences notables dans les consommations en fonction des régions.

Une autre étude, également marquée par une perspective nutritionnelle de santé publique, s'est penchée sur les « *dietary patterns* » des adolescents allemands de 12 à 17 ans (Richter *et al.*, 2012). Ses auteurs soulignent l'association particulièrement significative entre les statuts économiques et sociaux les plus bas et la pratique des régimes « occidental » ou « traditionnel et occidental », notamment caractérisés par une plus forte consommation de viande, chez les garçons adolescents de 16 à 17 ans.

Il existe également en Allemagne un champ de recherche récent qui s'intéresse à l'alimentation comme expérience vécue au quotidien par les consommateurs. De ce point de vue, les pratiques alimentaires, leurs routines et leurs mutations sont analysées en les replaçant dans un environnement plus large qui est d'abord celui du foyer. Ce champ disciplinaire appelé « écotrophologie²⁶³ » (du grec *oikos*, « maison, habitat » et *trophê*, « nourriture ») est notamment marqué par les travaux de Pierre Bourdieu. Il croise des connaissances en provenance des sciences de la nutrition et de ce que les Allemands appellent la « science des ménages » (*Haushaltswissenschaft*). Cette dernière approche, que ne traduit pas bien l'expression française d' « économie domestique » (à la dimension trop normative et éducative), étudie l'ensemble des activités domestiques en prenant en compte une perspective de genre (Hayn, 2009). Dans ce type d'optique, les travaux de l'Institut de recherche socio-écologique (ISOE) ont permis, dans la première moitié des années 2000, avec une approche à la fois qualitative et quantitative, d'identifier sept « styles alimentaires », dont plusieurs sont intéressants du point de vue de la consommation d'aliments d'origine animale. Nous reprenons ici la description qui en est livrée par Doris Hayn (Hayn, 2009, p. 56) :

« – Le fast-fooder indifférent [ou *desinteressierte Fast-Fooder* – 12 %] ne s'intéresse absolument pas aux questions d'alimentation et de santé. Le rythme fixe des repas n'a aucune importance ; il s'intéresse peu à la cuisine alors que la restauration hors domicile est très importante. Ce style alimentaire se trouve notamment chez les jeunes célibataires et couples ; les hommes sont surreprésentés.

– Pour le mangeur de viande et de produits bon marché [*Billig-und Fleisch-Esser* – 13%], la nourriture doit être avant tout bon marché. La santé joue un rôle secondaire. La simplification est importante aussi : les routines alimentaires rigides se dissolvent, les repas communs perdent en signification et les options prêtes-à-consommer sont appréciées. La viande est un aliment idéal car elle se prépare facilement et de multiples façons. Ce style alimentaire se trouve notamment chez des célibataires, des couples et des familles d'âge jeune et moyen.

– Les cuisinières par habitude et sans plaisir [*freudlose GewöhnheitsköchInnen* – 17 %] ont un faible niveau de conscience nutritionnelle, mais des habitudes alimentaires fortement ancrées qui structurent la journée et lui

²⁶³ Voir par exemple la thèse (en allemand) d'Angela Häußler (Häußler, 2007) intitulée *Nachhaltige Ernährungsweisen in Familienhaushalten. Eine qualitative Studie über die Umsetzbarkeit des Ernährungsleitbilds in die Alltagspraxis* [Des modes alimentaires durables dans les ménages familiaux. Une étude qualitative sur la réalisation de représentations-guides en alimentation dans les pratiques quotidiennes].

donnent son orientation. Manger a un caractère d'obligation et se fait sans joie et sans plaisir. Ce style alimentaire se trouve notamment chez les personnes seules et les couples à la retraite.

– Les motivés accros de fitness [*fitnessorientierte Ambitionierte* – 9 %] privilégient une alimentation de très grande qualité et sont très disciplinés, avec l'objectif d'augmenter leur performance et leur forme. Des produits considérés comme bons pour la santé comme les produits bio et les aliments fonctionnels jouent un rôle important. Ce style alimentaire se trouve notamment chez les couples jeunes avec ou sans enfants, souvent chez les professions libérales. Dans beaucoup de foyers, tous les deux ont une activité professionnelle.

– Les manageurs et manageuses stressé(e)s du quotidien [*gestresste AlltagsmanagerInnen* – 16 %] sont très intéressés par les questions de l'alimentation, surtout afin de fournir une alimentation optimale à leurs enfants. La double charge de la vie professionnelle et privée et la faible participation des autres membres du ménage compliquent la satisfaction de ces exigences. Les courses et la cuisine deviennent des obligations pénibles. Ce style alimentaire se trouve fréquemment chez les mères de famille dont les enfants vivent au foyer.

– Les exigeants conscients de leur alimentation [*ernährungsbewusste Anspruchsvolle* – 13 %] ont un niveau très élevé de conscience alimentaire, une sensibilité développée à une approche holistique de l'alimentation en lien avec la santé. La qualité, la fraîcheur, le côté local et naturel des produits alimentaires sont des points centraux. Les produits bio sont considérés comme bienfaisants pour le corps et l'esprit. Ils rejettent catégoriquement les additifs de synthèse. Ce style alimentaire n'est pas lié au fait de vivre ou non en couple, d'avoir ou non des enfants, ni à une classe d'âge en particulier.

– Les "orientés santé" conventionnels [*konventionelle Gesundheitsorientierte* – 20 %] apprécient la bonne chère et s'intéressent beaucoup à l'alimentation. Ils privilégient les produits locaux et de saison. Mais la recherche de plaisirs gustatifs entre en conflit avec la nécessité de maîtriser leur poids et avec certains problèmes de santé qu'ils peuvent rencontrer. Ce style alimentaire se trouve notamment dans les ménages dont les enfants ont quitté le foyer. »

Doris Hayn insiste également sur le poids, en Allemagne, de la morale alimentaire dans ses différentes versions (nutritionnelle, sanitaire, écologique, durable, éthique, etc.). Les Allemands seraient ainsi particulièrement soumis à des injonctions à manger de manière « correcte, consciente, saine et respectueuse de l'environnement » et à pratiquer une alimentation « consciente » dans le sens de choisie « en connaissance de cause ». Dans ce contexte, les aliments d'origine animale sont susceptibles d'être particulièrement mis en cause, notamment du point de vue de leurs conséquences environnementales et sanitaires, et l'on peut imaginer que la force de ces injonctions entraîne des mouvements particulièrement marqués d'adhésion d'un côté, de rejet de l'autre. Mais nous n'avons pas trouvé de littérature qui traite de cette réalité hypothétique.

L'importance de la morale alimentaire environnementale en Allemagne se traduit par la thématisation des impacts environnementaux des régimes alimentaires comme objet de recherche scientifique. C'est par exemple ce que montre un article de 2012, qui évalue, à l'aide de la méthode des *life cycle assessments*, les différences d'impact environnemental des consommations alimentaires entre les hommes et les femmes en Allemagne (Meier and Christen, 2012). Une fois les consommations ajustées sur la base des différentiels de poids entre hommes et femmes, les auteurs montrent que les hommes ont plus d'impact en termes de réchauffement climatique global (+25% d'équivalent CO²), d'émission d'ammoniac (+30%) et d'utilisation des terres agricoles (+24%), tandis que les femmes ont un impact supérieur en termes de consommation d'eau (+11%). Ces différences sont expliquées par la part supérieure de viande et de produits carnés dans le régime moyen des hommes (+28%) et par la proportion supérieure des fruits et légumes dans celui des femmes (+40%).

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

La consommation d'aliments d'origine animale en Allemagne montre des signes clairs d'affaiblissement. Depuis 1980, la consommation de viande bovine a baissé, même si la pente semble stabilisée depuis le début du 21^e siècle. La consommation de viande de porc suit une même progression, avec une stabilisation plus ancienne, à partir du début des années 1990, à l'instar de la consommation d'œufs. La viande volaille, viande blanche, est quant à elle en croissance régulière depuis 1980, avec une légère accélération depuis le milieu des années 2000, tandis que la consommation de lait est en croissance très légère depuis à peu près la même date. La consommation de beurre est en baisse, tout comme celle de graisses de porc (saindoux), qui est une graisse de cuisson traditionnellement utilisée en Allemagne. La consommation de produits halieutiques, toujours relativement basse, est globalement croissante depuis 1980, avec une stabilisation récente. Le niveau de la consommation de protéines animales en 2011 est à peu près identique à celui de 1990. Globalement, les évolutions constatées en Allemagne pourraient, comme pour le cas français, être congruentes avec un processus de *désanimalisation* dans une nouvelle étape de la transition alimentaire caractérisée par des effets concrets, au niveau des pratiques, des préoccupations sanitaires, peut-être aussi environnementales et éthiques (Deimel *et al.*, 2010). Mais nous ne sommes pas en mesure d'appuyer cette hypothèse, la littérature accessible ne le permettant pas. De même, nous ne sommes pas en mesure de connaître l'évolution du végétarisme en Allemagne. Selon un rapport de la Société allemande de nutrition (German Nutrition, 2008), 1,6% des Allemands étaient végétariens au milieu des années 2000 (2,2% des femmes et 1% des hommes), parmi lesquels une majorité de personnes consommant des produits laitiers. Nous n'avons pas trouvé d'autres chiffres crédibles sur cette pratique.

Eléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

On ne peut que formuler des hypothèses sur quelques-uns des grands facteurs sociodémographiques susceptibles de jouer un rôle dans la stagnation voir la baisse de la consommation de certains aliments d'origine animale, parmi lesquels les plus animalisés. Comme pour le cas français, nous pouvons citer le genre. Cela conduit à questionner le rôle des femmes dans le changement des pratiques, puisqu'elles effectuent l'essentiel du travail culinaire en Allemagne (Häußler, 2007), comme en France. Angela Häußler évoque également le rôle de certains événements biographiques, en particulier la naissance d'un enfant, dans le déclenchement d'inflexions vers des régimes alimentaires plus durables, faisant notamment moins de place à la viande. Les observations citées plus haut relatives aux niveaux d'éducation et aux statuts économiques et sociaux suggèrent aussi d'être attentifs à la distribution sociale des baisses de consommation de certains aliments d'origine animale, dont les viandes, rouges en particulier, des indices suggérant de situer ces baisses plutôt en haut de l'échelle sociale. Sans doute peut-on aussi observer des différences entre régions et entre milieux ruraux et urbains.

Limites des connaissances et perspectives

Peu de littérature sociologique sur l'alimentation en Allemagne nous est accessible en anglais et en français. Une « sociologie du manger » (*Soziologie des Essens*) a bien été publiée par Eva Barlösius en 1999 (Barlösius, 1999), mais, malheureusement, ce livre n'a pas fait l'objet de traductions.

Cette sociologue a proposé ailleurs une typologie des modèles de morale alimentaire en Allemagne au début du 20^e siècle (Barlösius, 2007). La chercheuse s'y intéresse à la morale alimentaire dominante, de sens commun pourrait-on dire. Elle attribue à cette morale dominante un caractère peu conscient et peu réflexif, de l'ordre de l'allant-de-soi, par opposition aux morales alimentaires spécifiques à des groupes minoritaires (végétarisme, *Slow Food*, mouvement autour de l'alimentation « intégrale »), et insiste sur son pouvoir coercitif, générateur d'ordre et d'affects collectifs. Barlösius distingue quatre « modèles constitutifs de la morale alimentaire », que l'on peut considérer comme des sortes de maximes de la morale alimentaire en Allemagne : « 1. Il convient de se nourrir sainement et d'accepter, pour ce faire, certaines restrictions en termes de plaisir et de goût (mot d'ordre : c'est un

devoir de se nourrir sainement). 2. Il convient d'avoir une vision romantique et glorieuse du passé, parce que tout était mieux avant, même si cette affirmation est contredite par l'expérience de l'individu (mot d'ordre : idéaliser et glorifier le passé). 3. On devrait acheter des produits bio parce qu'ils sont meilleurs (mot d'ordre : le bio, c'est meilleur). 4. S'exprimer à propos de l'alimentation engendre angoisse et incertitudes du fait des scandales actuels en la matière (mot d'ordre : propension à l'angoisse et à l'incertitude) » (Barlösius, 2007, p. 162). Les Allemands de l'ex Berlin-Est seraient plus prompts que ceux de l'ex Berlin-Ouest à prendre leur distance avec le premier modèle constitutif de la morale alimentaire. Ces exhortations morales ne seraient pas nécessairement traduites en pratiques, mais leur partage et leur communication seraient garants d'un certain ordre moral collectif. Le quatrième modèle de morale serait typique d'une moralisation d'ordre émotionnel en progression dans une société médiatique. Si Barlösius ne développe par la place des aliments d'origine animale ni des viandes en particulier dans ces différents modèles de morale (sauf à propos du bœuf et de la vache folle pour le quatrième), il est évident que ces aliments sont susceptibles d'être particulièrement affecté par ces considérations collectives. Reste à savoir comment, question à laquelle nous ne sommes pas en mesure de répondre.

Le rôle des motifs moraux des consommations alimentaires fait en tous cas l'objet d'un intérêt scientifique particulier en Allemagne, comme en témoigne un article sur la consommation de produits biologiques, selon lequel l'adhésion à des motivations altruistes serait plus prédictif des attitudes et des comportements d'achat à l'égard de ces produits que les variables sociodémographiques classiques, qui joueraient un rôle secondaire (Padilla Bravo *et al.*, 2013).

Une limite importante doit être évoquée dans le cas particulier de l'Allemagne, pays partitionné entre deux états et deux régimes très distincts entre l'après-guerre et 1990. Les conséquences, tant économiques que sociales et culturelles, de la réunification sur les consommations d'aliments d'origine animale sont difficiles à mesurer à partir de la littérature existante. On peut pourtant imaginer qu'elles n'ont pas été anecdotiques.

Le cas britannique

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

Les plats emblématiques de la cuisine britannique sont souvent à base de viande ou d'aliments d'origine animale (*roast Beef*, *shepherd's pie*, *haggis* écossais, plats à base d'agneau, *bangers and mash*, *Welsh rabbit*, *English breakfast*, *fish and chips*). Au quotidien, le poisson accompagné de pommes de terre apparaît par exemple comme le plat le plus favori pour un soir de semaine (Yates and Warde, 2015). La cuisine du Royaume-Uni est aussi marquée par l'influence des vagues d'immigration, notamment du sous-continent indien, et de leurs cultures alimentaires (James, 1997 ; Warde and Martens, 2000), dont des plats ont été adoptés, parmi lesquels beaucoup sont également à base de viande (*chicken tikka massala*, *curry*, *biryani*).

Pourtant aujourd'hui, le Royaume Uni est classé seulement 16^e (sur 27 pays européens) pour la consommation des protéines animales (Westhoek *et al.*, 2011), avec 18 kg/pers./an selon les statistiques de la FAO, ce qui se situe dans la moyenne européenne. Les britanniques se situent au 12^e rang pour les viandes. Lorsqu'on les interroge sur la composition du dernier repas pris à l'extérieur de leur foyer, ils déclarent majoritairement que de la viande entrait dans la composition de celui-ci (Warde and Martens, 2000). Mais, alors qu'en 1990 la viande la plus consommée (en volume), était le porc, suivi de près par le bœuf, c'est aujourd'hui la volaille qui domine largement, devant le porc, suivi ensuite par le bœuf. A noter que la viande d'ovin-caprin, à travers la consommation d'agneau surtout, se situe à un niveau relativement important en comparaison avec les autres pays européens, et ce même si cette consommation suit une tendance nettement et régulièrement à la baisse depuis plusieurs décennies.

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Une enquête conduite auprès de 2784 individus a détaillé la composition du repas pour le jour de semaine le plus récent et le dernier jour de weekend précédant l'enquête. Les résultats montrent une différence de composition des repas entre semaine et weekend. Ces différences sont par ailleurs liées à des facteurs sociodémographiques et socioéconomiques. Les personnes les plus âgées mangent plus de rôtis et autres plats de viande au déjeuner durant les jours de la semaine, tandis que les individus ayant les plus bas niveaux d'éducation réservent plutôt les viandes rôties aux déjeuners du weekend. Ces derniers mangent moins de plats à base de poisson, moins de tourtes et de pâtisseries, et moins de légumes et de salades. Un tiers des foyers monoparentaux consomment des viandes rôties lors des déjeuners de fin de semaine, alors que ce chiffre est seulement de 19% des familles nucléaires, 17% des foyers comportant seulement des adultes et 13% des personnes vivant seules (Yates and Warde, 2015).

Parmi la littérature scientifique qui aborde les différences sociales dans la consommation alimentaire tout en apportant des éléments spécifiques à la consommation des aliments d'origine animale, beaucoup de publications s'intéressent aux inégalités sociales de santé engendrées par les disparités dans les régimes alimentaires. Il s'agit essentiellement d'enquêtes d'épidémiologie nutritionnelle, portant souvent sur des catégories de population vulnérables et exposées aux risques, tels que les enfants ou les personnes âgées.

Une étude menée auprès d'individus âgés de 59 à 73 ans vivants dans le Hertfordshire, recensea recensé deux principaux types de comportement alimentaire. Les « prudents » tendent à manger plus de poisson gras. Ce sont plus souvent des femmes appartenant à la classe des personnes exerçant ou ayant exercé des professions « non manuelles » ; tandis que les « traditionnels » surconsomment de la viande rouge ou transformée, et sont plus souvent de sexe masculin. Ces comportements alimentaires sont corrélés à la consommation de tabac et d'alcool. Ainsi les consommations d'alcool et de viande apparaissent fortement associées et plus importantes chez les hommes, tandis que les femmes consommant plus de poisson, tendent dans le même temps à ne pas fumer (Robinson *et al.*, 2009).

Une autre recherche, centrée sur les enfants âgés de sept ans, a examiné les déterminants socioéconomiques des consommations alimentaires dresse. Les auteurs dressent une typologie selon trois régimes : « *processed* », « *plant based* » et « *traditional British* ». Les individus associés au « *traditional British* » mangent plus de viande rouge et de lait entier et appartiennent plus souvent à des familles nombreuses vivant en logements sociaux (Smith *et al.*, 2011).

Une enquête a mis en évidence un lien, chez les enfants âgés de 1,5 à 4,5 ans, entre le risque de présenter un statut ferrique bas, une forte consommation de lait et produits laitiers, un régime alimentaire peu varié et des statuts socioéconomiques bas. A l'inverse, la probabilité de présenter un statut ferrique normal était associée à une consommation plus importante de viande et de fruits et légumes (Thane *et al.*, 2000).

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

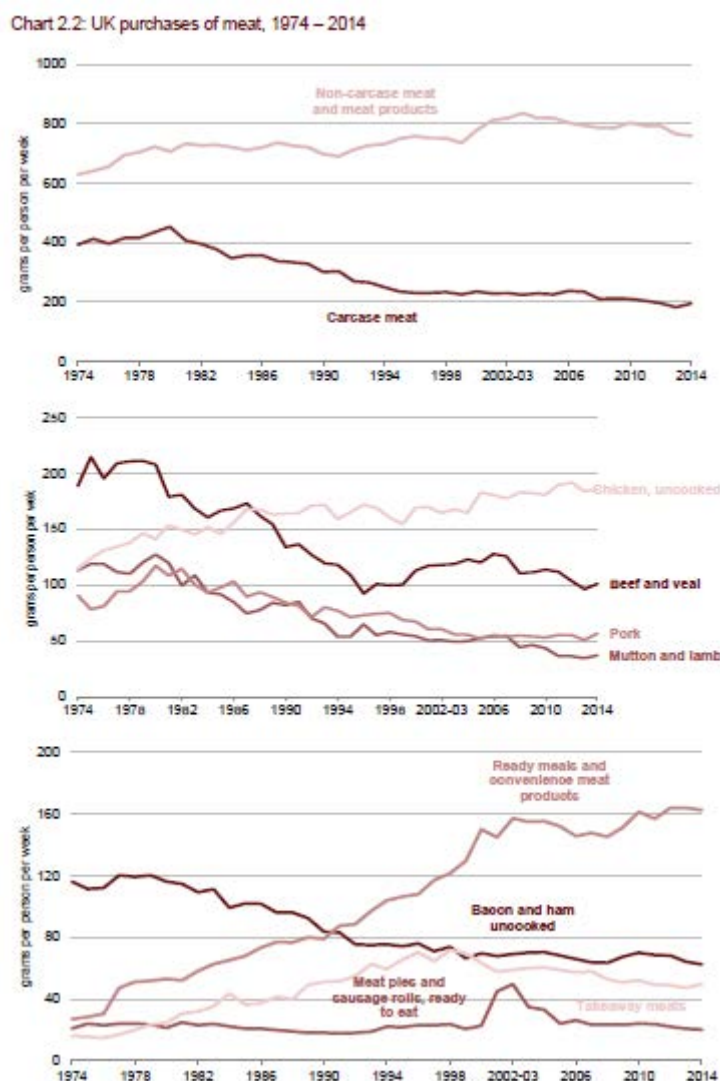
Les statistiques de la FAO montrent une augmentation générale de la consommation de protéines animales entre 2000 et 2011 (+7%). Cette augmentation est due à la hausse de la consommation de lait (+9%), de fromage (+16%), d'œufs (+13%), et de viande (+7%), alors que celle de poisson a diminué (-5%). Parmi les viandes, les consommations de bœuf (+9%), porc (+11%) et volailles (+8%) ont augmenté, tandis que celle d'ovins-caprins a fortement baissé (-31%).

L'enquête nationale *Family Food* permet de préciser les évolutions à partir de données d'achats. La consommation de viande de carcasse crue à cuisiner (« *carcasse meat* ») a presque été divisée de moitié entre 1974 et 1994, passant d'environ 400 gr par semaine par personne à un peu plus de 200 gr. Depuis 1994, la

tendance est toujours à la baisse, mais beaucoup moins rapide, et avec un regain de croissance de 7% pour l'année 2014.

La consommation de viande de bœuf, qui constitue environ la moitié de la consommation de « *carcase meat* », se situe dans une tendance globalement à la baisse depuis 1974, avec des variations d'une année sur l'autre dans la période la plus récente (baisse de 9,5% en 2011, augmentation de 5% en 2013). La consommation de porc, elle aussi globalement à la baisse depuis 194, a récemment augmenté de 2,3% en 2011 et de 11,5% en 2013. Parmi les viandes « *carcase meat* », seule celle de volaille se situe dans une tendance à la hausse depuis 1974.

Entre 2007 et 2014, l'augmentation du prix du bœuf et du poisson s'est accompagnée d'une baisse de leur consommation (sauf en 2013 pour le bœuf), ce qui n'est pas le cas pour le porc et les œufs dont la consommation a continué d'augmenter malgré leur enchérissement.



Source : (National Statistics, 2015, p.12)

La consommation de produits transformés (« *non carcase meat and meat products* ») à base de viande, sur une tendance à la hausse entre 1974 et 2014 (passant d'un peu plus de 600 à un peu moins de 800 gr/pers/sem), s'est stabilisée depuis quelques années, avec même une baisse légère depuis les années 2000. Depuis 2011, la consommation des « *non carcase meat and meat products* » a baissé de 4,3%, soit d'environ équivalente à 34 gr/pers/sem. La consommation de plats cuisinés à base de viande et de produits carnés prêt-à-manger (« *ready meals and convenience meat products* ») connaît le même genre de tendance, avec une forte croissance depuis 1974, mais qui s'est récemment stabilisée. Ces observations témoignent du développement des habitudes de consommation sarcophages (Vialles, 1987; Vialles, 1988).

La consommation de poisson et produits dérivés a légèrement diminué depuis 2006, perdant par exemple de 2,3% entre 2011 et 2014, pour totaliser 144 gr/pers/sem. cette année-là. La consommation d'œufs a progressé de 7,8% entre 2011 et 2014 (de 1,7 à 1,9 œufs pers./sem) (National Statistics, 2015).

Éléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

Au regard de leur niveau de vie, les Britanniques consomment finalement moins de viande que l'on aurait pu imaginer : selon les statistiques de la FAO, parmi les huit pays considérés dans cette section, leur niveau de consommation totale de viandes se situait derrière celui de l'Espagne, de la France, de l'Allemagne et de l'Italie, à un niveau quasiment identique à celui de la Suède et de la Grèce. Les mêmes statistiques montrent une tendance à la hausse entre 1990 et 2011, mais nous venons de voir que des stagnations, voire des baisses de consommations des principaux produits carnés sont apparues plus récemment encore (National Statistics, 2015).

Plusieurs éléments de compréhension viennent éclairer ces observations. Le végétarisme a depuis longtemps droit de cité au Royaume-Uni. Ainsi, la première organisation végétarienne fut établie en Angleterre en 1847 (Leitzmann, 2014). Durant la colonisation des Indes, le végétarisme brahmanique fascina les élites anglaises (Stuart, 2008) et se répandit également chez les classes moyennes qui aspiraient à une promotion sociale, sous l'influence d'un mouvement philanthropique encouragé par l'Eglise catholique (Ouedraogo, 2009).

Les manières de table britanniques ont été étudiées par le sociologue Stephen Mennell. Inspiré par Norbert Elias, il démontra qu'un puritanisme religieux au 17^e et 18^e siècles, associé au discours médical, façonna un sentiment de culpabilité envers le plaisir de manger, avec également une peur des expressions physiques liées à la digestion, qui rappellent aux êtres humains leur condition animale, comme les éructations, les flatulences, etc. (Mennell, 1997; 2014). Cet environnement socioculturel favorisa l'apparition d'une véritable éthique végétarienne dans la société anglaise, qui mettait à distance l'animalité des consommations carnées. Les mouvements socioculturels porteurs de cette éthique ont fait l'objet de reconfigurations plus récentes.

Depuis la fin du 20^e siècle, les risques sanitaires et le bien-être animal interpellent de plus en plus les mangeurs britanniques (Beardsworth and Keil, 1993 ; Fiddes, 1997) . Les opinions sur l'impact de la consommation des produits animaux et l'éventualité de baisser leur consommation ont été examinées auprès d'une population d'urbains et de ruraux âgés de 18 à 91 ans dans le district du Nottinghamshire, East Midlands. Il ressort de cette enquête que moins d'un cinquième des individus de l'échantillon pensent que la baisse de la consommation de viandes, produits laitiers et œufs, aurait un impact favorable sur l'environnement. Les résultats montrent que les individus sont davantage sensibles au bien-être animal et à la santé humaine. Les femmes apparaissent plus enclines à limiter leur consommation de viande que les hommes. L'enquête montre aussi que la diminution de la consommation de viande favorise l'adoption de nouveaux comportements alimentaires, comme le remplacement des viandes par des aliments substitutifs (Clonan *et al.*, 2015).

Dans un contexte de baisse de la consommation d'un certain nombre de produits carnés (*cf. supra*), une enquête a été conduite sur les facteurs favorisant ou défavorisant la consommation de substituts de viande (« *meat substitutes* ») au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Les individus ne consommant pas de substituts sont freinés par le sentiment de « néophobie » et par les différences de caractéristiques sensorielles par rapport à la viande.

D'ailleurs, les consommateurs de substituts de viande expriment le souhait que ces derniers soient « similaires » à la viande. Les « non consommateurs » et les « consommateurs modérés » reconnaissent l'utilité des substituts pour la protection du bien-être animal tandis que les « consommateurs réguliers » tendent à invoquer une consommation éthique (Hoek *et al.*, 2011).

Au final, les évolutions de la consommation de protéines animales ne permettent pas, seules, de conclure à un processus de *désanimalisation* des consommations au Royaume-Uni. Les statistiques de la FAO donnent même cette consommation, comme celle de viande, à la hausse entre 1990 et 2011. Mais plusieurs observations font néanmoins penser à une *désanimalisation* à l'œuvre au Royaume-Uni, comme l'importance actuelle du végétarisme, les évolutions des catégories plus fines de produits carnés (baisse des produits carnés bruts, hausse des produits carnés transformés sarcophages) ou les évolutions des toutes dernières années, qui montrent des stabilisations des produits dont la consommation était à la hausse. Jusque dans les années 2000 les plats à base de viandes transformées avaient eu la faveur des mangeurs, sans doute pour leur commodité et leur nouveauté. Mais plus récemment, les divers scandales, à commencer par les crises de la vache folle, qui ont semé le trouble sur l'origine et les méthodes de production des aliments d'origine animale ont pu susciter la méfiance des mangeurs anglais.

Limites des connaissances et perspectives

L'enquête annuelle *Family Food Statistic* constitue un dispositif récurrent qui permet d'étudier les achats alimentaires des Britanniques en lien avec le niveau de revenus, mais les déterminants sociologiques de la consommation ne sont pas renseignés en détails. En revanche, le *Family Expenditure Survey* porte sur un large panel et contient des informations socioéconomiques fines, mais les données ne sont pas éditées sous forme de rapport d'analyse. Il existe un champ britannique des recherches sociologiques sur la consommation et l'alimentation, qui a produit une somme importante de connaissances sur les principaux déterminants sociologiques des consommations (Yates and Warde, 2015), mais il n'existe pas de véritable observatoire qui permette des comparaisons systématiques dans le temps.

Le cas polonais

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

Comme on l'observe pour les autres nouveaux états membres qui ont intégré l'Union Européenne en 2004, le niveau global de consommation des aliments d'origine animale est relativement bas en Pologne comparé aux autres pays étudiés dans cette section. En effet, le pays se situe au 21^e rang sur les 27 pays membres de l'UE (avant l'entrée de la Croatie) en termes d'apports protéiques d'origine animale par habitant, et au 18^e rang en termes de consommation de viande (Westhoek *et al.*, 2011). De plus, selon les statistiques fournies par la FAO, la part des protéines animales dans la ration totale de protéines est inférieure à celle des autres pays étudiés dans cette section, et se situait légèrement au-dessus de 50% en 2011. A côté d'une consommation de viande bovine particulièrement faible, on note cependant une consommation individuelle importante de viande de porc, une des plus importantes même dans toute l'Union, juste après celle de l'Autriche (voir chapitre 1.2). Comme en Allemagne, le porc et ses transformations, sous forme de saucisses, salaisons et de fumaisons, notamment, tiennent manifestement une place centrale dans le modèle alimentaire polonais. Les Polonais consomment aussi souvent la viande, de porc le plus souvent, mais aussi de volaille, sous forme d'escalopes panées (schnitzel), de ravioli (pierogi) ou de boulette de viande.

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Les différences de consommation en fonction des revenus sont notables. Au sein du quintile le plus riche, on consomme plus de 6 fois plus de bœuf, presque plus de 3 fois plus de beurre, presque 2,5 fois plus de yaourt et

de fruit, et près de 2 fois plus de légumes et jus des fruits et légumes, fromage, poissons et fruits de mer par habitant que dans le quintile le plus pauvre (Central Statistical Office, 2015). On observe également des différences importantes en fonction du lieu d'habitation, ce qui suggère par ailleurs des variations en fonction du secteur d'activité professionnelle. Ainsi, les Polonais consomment plus de viande en zone rurale qu'en zone urbaine (5,5 *versus* 5,1 kg/hab/mois), mais moins de fromage et crème (0,7 *versus* 0,9 kg/hab/mois) et de yaourt (0,4 *versus* 0,6 kg/hab/mois). Des différences sont aussi manifestes du point de vue du niveau d'éducation. Les bas niveaux d'éducation sont ainsi corrélés à une plus forte consommation de viande et de légumes, mais une plus faible consommation de fruits, de fromages, de crème et de yaourt.

Dans un article sur les cultures alimentaires enfantines en Pologne, Boni nous renseigne sur la norme du « vrai repas » ou « *proper meal* », selon l'expression de Mary Douglas (Douglas, 1972). dans le pays : une soupe suivie d'un second plat constitué de viande, de féculents et de légumes (Boni, 2015). Boni présente un repas constitué d'une soupe puis d'une escalope panée de porc ou de poulet avec des pommes de terre et de la salade comme un repas quotidien typiquement polonais, et qui est par ailleurs particulièrement apprécié des enfants. Mais en Pologne comme en France (Poulain, 2002a), la norme tend à se simplifier et un seul de ces plats peut suffire aujourd'hui à constituer un « vrai repas », la soupe pouvant être agrémentée de boulettes de viande par exemple.

Depuis une perspective épidémiologique de santé publique, plusieurs enquêtes ont mis en évidence, en Pologne, une corrélation positive entre des pratiques alimentaires favorables à la santé, parmi lesquelles l'utilisation de graisses de cuisson végétales plutôt qu'animales, et le niveau d'éducation, le niveau de revenus et la catégorie professionnelle (Boylan *et al.*, 2011; Stelmach *et al.*, 2004). Toujours dans une perspective de santé publique, mais particulièrement normative, un autre article pointe la faible importance des facteurs liés à la santé (apports en calcium, en protéines, teneur en lipides, activité biologique des laits fermentés, impacts sur la santé, soins de la beauté) dans le choix des produits laitiers (Czarnocinska *et al.*, 2006). Les auteurs, nutritionnistes et spécialistes d'hygiène publique, en concluent que « la population étudiée a une conscience faible de l'importance des produits laitiers dans la nutrition humaine ». Ils estiment que la forte proportion, constatée par ailleurs, de Polonais qui ne consomment qu'entre 1 et 4 fois des produits laitiers par semaine s'explique par cette conscience faible. Pour autant, les produits laitiers occupent une place importante dans la consommation des Polonais, et représentent environ un tiers de l'apport protéique d'origine animale (Westhoek *et al.*, 2011). Cette proportion importante correspond cependant à une quantité qui doit être relativisée par rapport aux consommations mesurées dans les 7 autres pays considérés ici. Ainsi, selon la mesure des disponibilités par la FAO, la consommation d'équivalent-lait était de 542 g/hab/jour en 2011 (contre 493 en Espagne, 660 au Royaume-Uni, 685 en France, 700 en Allemagne, 713 en Italie, 767 en Grèce, 938 en Suède).

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

Les données de disponibilités FAO mesurent une croissance de la consommation de viande entre 2000 et 2011. Sur la période, elle a augmenté d'environ 7%, passant de 194 à 207 g/hab/jour. Mais selon une étude de budget des ménages plus récente, la consommation de viande a baissé de 1,4% en 2014 par rapport à l'année précédente (Central Statistical Office, 2015). Ceci suggère au minimum un tassement de la hausse, qu'il conviendrait de mieux renseigner.

Toujours selon la FAO, la consommation d'équivalent-lait (à l'exclusion du beurre) a connu une évolution accidentée pendant cette même période, passant de 527 g/hab/jour en 2000 à 472 en 2005 (-10,5%), avant de croître à nouveau pour atteindre 542 g/hab/jour en 2011 (+15%), pour une évolution positive totale d'environ 3%. La consommation de graisses animales en Pologne, qui est relativement élevée par rapport aux autres pays étudiés, est restée relativement stable entre 2000 et 2011, passant de 43 à 46 g/hab/jour (+7,4%). En 2011, le niveau le plus élevé dans les 8 pays considérés ici était celui de la Suède avec 57 g/hab/jours, le plus bas celui de la Grèce, avec 15 g/hab/jour.

Au total, le tableau qui se dresse est celui d'une consommation d'aliments d'origine animale relativement stable sur les quinze dernières années, avec une très légère tendance à la hausse.

Éléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

Cette relative stabilité pose question, dans un pays qui a connu une croissance économique importante depuis le début des années 2000 (le PIB/habitant a plus que doublé durant les 15 dernières années), et où les niveaux de consommation des aliments d'origine animale sont relativement faibles, par rapport à d'autres pays. On aurait pu s'attendre à ce que la consommation augmente nettement, conformément aux prédictions du modèle de la transition nutritionnelle.

Comment comprendre cette stabilité relative, du moins cette forte modération de la croissance ? La littérature socio-anthropologique accessible en anglais est extrêmement rare. Sans doute est-elle plus abondante en polonais, mais il est probable que ce ne soit pas dans de très grandes proportions : à notre connaissance, il n'existe pas en Pologne comme en France un champ bien constitué des sciences humaines et sociales de l'alimentation. Du reste, la constitution de ce champ en France est assez récente, puisqu'elle débute il y a une trentaine d'année seulement (Lepiller, 2012; Lepiller and Poulain, 2015; Poulain, 2002b).

Toujours est-il que nous ne sommes pas en mesure d'avancer grand nombre de pistes d'interprétation de cette stabilité. On peut cependant faire l'hypothèse d'un rôle joué par les actions de prévention nutritionnelle, à l'instar de celles qui ciblent l'obésité, notamment, en Pologne, à travers des actions conduites sous la forme de partenariats public-privé (Borch and Roos, 2012). Comme nous l'avons vu pour la France, ces actions, basées sur les connaissances nutritionnelles, tendent à dévaloriser les aliments animaux, sources importantes d'acides gras saturés et de sel, pour les produits carnés transformés. Si l'efficacité concrète de ces actions en termes de modification des pratiques est mal connue, du moins participent-elles à la mise en question de la consommation d'aliments d'origine animale, en particulier des viandes.

Limites des connaissances et perspectives

La méthodologie de notre revue de littérature, uniquement francophone et anglophone, laisse dans l'ombre la littérature sociologique et anthropologique produite sur l'alimentation en polonais. Les connaissances publiées en anglais sur les aspects sociaux et culturels de l'alimentation en Pologne relèvent plutôt d'un point de vue nutritionnel, épidémiologique, économique ou marketing. Ces publications donnent parfois des éléments sur la consommation d'aliments d'origine animale, sont jamais être centrées sur cet objet. On ne peut que souligner, pour conclure, le besoin de connaissances sur les facteurs sociaux et culturels de la consommation d'aliments d'origine animale et de ses évolutions en Pologne. Ces connaissances permettraient notamment de comprendre la relative stabilité observée dans un pays de l'ancien bloc de l'Est qui se situe pourtant parmi les pays les plus pauvres de l'Union tout en ayant un taux de croissance économique important depuis des années. Cette relative stabilité ne s'explique pas dans le cadre d'une transition nutritionnelle uniquement guidées par le développement économique et la croissance du pouvoir d'achat. On peut présager l'importance de phénomènes d'ordre social et culturel, notamment liés aux rôles de genre, aux niveaux d'éducation, à la structure et à l'évolution des secteurs d'activité économique, ou encore aux évolutions démographiques de la répartition entre espace rural et urbain. Une hypothèse plausible pourrait conduire à repérer des phénomènes de *désanimalisation* des régimes liés à des niveaux d'éducation élevés, notamment chez les femmes et en milieu urbain, et à une forte adhésion aux recommandations de santé publique. On peut imaginer de tels phénomènes capables d'annuler et de masquer, à un niveau macro, une croissance de la consommation d'aliments d'origine animale directement liée à l'élévation du niveau de vie dans d'autres catégories de population. Les données de la FAO signalent une baisse spectaculaire de la consommation de viande bovine (- 86,5% entre 1990 et 2011). Les raisons de cette baisse massive restent à expliquer, et on peut légitimement s'interroger les interprétations à donner à ces statistiques, d'autant que la série débute sous le régime communiste pour se poursuivre après l'entrée du pays dans l'économie de marché puis dans l'Union Européenne. Cette baisse est cependant régulière. Peut-être témoigne-t-

elle de la redistribution des spécialisations agricoles entre pays européens et d'une baisse de l'accessibilité du bœuf après la fin du régime communiste. Mais, si elle correspondait véritablement à une dévalorisation de la viande bovine, cette viande rouge marquée par une forte animalité symbolique, alors elle pourrait être interprétée comme un signe fort de *désanimalisation* du modèle alimentaire polonais. D'autant que, dans le même temps, on observe une hausse très importante de la consommation de viande de volaille (+ 185,3% sur la même période), viande blanche plus éloignée symboliquement de l'animalité. Les niveaux de ces évolutions conjointes n'ont pas d'équivalent dans les 7 autres pays scrutés dans cette section.

Le cas suédois

Caractéristiques de la consommation des aliments d'origine animale

Un air de famille réunit les pays scandinaves (Suède, Norvège, Finlande) en matière de consommation d'aliments d'origine animale : des fortes similarités ont été observées, sur la base des données FAO, au niveau de la contribution des produits animaux dans l'apport nutritionnel, comme de la structure de l'apport protéique (Petrovici *et al.*, 2005). La Suède fait partie des pays gros consommateurs de protéines animales. Elle est classée 4^e pour cette consommation en 2007, derrière la France, le Danemark et le Portugal, à des niveaux très proches (Westhoek *et al.*, 2011). La comparaison entre les huit pays considérés montre qu'en 2011, la consommation suédoise de protéines d'origine animale était quasiment égale à celle observée en France, premier pays consommateur.

En Suède, près de la moitié de la consommation de viandes est constituée par la viande de porc, avec en moyenne 104g par jour et par personne en 2011. La consommation de viande de bœuf, avec 66,26g/pers/j. se situait en 2011 quasiment au niveau de celle de la France. La consommation de volaille, qui était très basse en 1990, a fortement augmenté pour atteindre 43,06g/pers/j., positionnant le pays en avant-dernière position parmi les huit pays considérés, juste devant la Grèce. La consommation de viande ovine est très basse et se situe à des niveaux presque négligeables (3,69g/pers/j. en 2011).

Les Suédois consomment également beaucoup de poissons et fruits de mer, avec 84,95g/pers/j. en 2011. Cette année-là, parmi les huit pays considérés, ils ne sont devancés, pour cette consommation, que par l'Espagne, qui est loin devant, et par la France.

La consommation de viande de porc, souvent transformée sous forme de boulettes de viande (*köttbullar*), de saucisses ou encore de jambon ou salami est centrale dans le modèle alimentaire suédois. Ces produits constituent des entrées dans les enquêtes de consommation (Bohm *et al.*, 2015; Holm *et al.*, 2012). De manière générale, les viandes sont souvent consommées transformées ou mijotées dans des plats en sauce, et la faible consommation de viande rouge grillée, poêlée ou rôtie est un trait partagé dans les pays du Nord de l'Europe (Amilien, 2011).

A côté de ces consommations carnées, la consommation de lait est particulièrement importante en Suède, avec en moyenne 937,69g/pers/j. en 2011. Le lait est largement consommé. En 2011, niveau de la consommation des Suédois est de loin le plus élevé des huit pays considérés, avec 938g/pers/j. en 2011. Il est largement consommé sous forme de lait-boisson, et aussi sous forme de fromage, tel que le *Prästost* fabriqué dans le sud du pays. Les Suédois consomment aussi beaucoup d'œufs : à peu près autant que les Français et Allemands, derrière les Espagnols.

Éléments sur la distribution socioculturelle de la consommation des aliments d'origine animale

Les déterminants socioculturels de la consommation d'aliments d'origine animale ne semblent pas avoir fait l'objet d'une étude systématique depuis une perspective socio-anthropologique. Notons tout de même une étude

menée par une équipe transnationale dans la région du Nord de l'Europe (Kjærnes, 2001). La même équipe a conduit une autre étude en 2012, dont les résultats, à notre connaissance, n'ont pas encore été publiés (Holm *et al.*, 2012).

La distribution socioculturelle des consommations d'aliments d'origine animale est néanmoins accessible de manière parcellaire à travers des enquêtes menées à l'échelle de sous-ensembles, avec des populations et des méthodologies variées.

Le passage de l'adolescence à l'âge adulte a fait l'objet d'une enquête nutritionnelle longitudinale impliquant 208 participants. La collecte des données de cette enquête repose sur un questionnaire de fréquence alimentaire. Il ressort que lors de cette période charnière de vie (15 à 21 ans), les enquêtés suédois tendent – quel que soit leur genre – à diminuer la fréquence de consommation de produits alimentaires tels que le lait ou les saucisses (aux côtés des pâtes à tartiner, pain, pomme de terre, buns et biscuits et crème glacée) (von Post-Skagegard *et al.*, 2002).

Une étude sur les cycles de vie énergétiques des régimes alimentaires a montré que les femmes suédoises ont tendance à consommer moins de fromage et de viande que les hommes. Les auteurs suggèrent que ces différences de consommation pourraient être liées à l'affirmation de l'identité genrée et à la pression de normes et de messages d'ordre sanitaire, plus prégnante en direction des femmes. Mais les ressorts de cette différenciation genrée ne sont pas mis au jour. Plusieurs autres publications ont montré que les régimes sans viande sont plus fréquents chez les femmes suédoises que chez les hommes, et leur fréquence apparaît croissante avec l'âge (Larsson *et al.*, 2001 ; Larsson *et al.*, 2002 ; Prattala *et al.*, 2007).

Toutefois, l'association symbolique entre viande rouge et masculinité tendrait à se faire moins prégnante, comme indiqué par les résultats d'une enquête qualitative auprès d'enfants et adolescents suédois en 2010 et 2012 (Bohm *et al.*, 2015). Une enquête conduite en Suède et en Norvège a montré que les régimes pauvres en viande sont plus fréquents chez les étudiantes que chez les étudiants. Cette enquête contredit des résultats précédents, en suggérant que l'adhérence à des régimes pauvres en viandes ne semble pas corrélée avec d'autres pratiques de promotion de la santé, et apparaît plutôt liée à des positions éthiques (Larsson *et al.*, 2002).

Les études menées se concentrent ainsi sur les cycles de vie et sur la différenciation genrée des consommations de produits alimentaires d'origine animale. Cet angle d'approche reflète une perspective nutritionnelle de santé publique et des préoccupations en termes de durabilité (Ekström *et al.*, 1999). Ces approches ont souvent des colorations normatives. Étonnamment, les facteurs socioéconomiques de niveau d'éducation ou d'urbanisation ne soient que très partiellement étudiés.

L'étude menée sur le passage de l'adolescence à l'âge adulte par von Post-Skagegard *et al.* souligne des différences régionales pour les femmes, avec une baisse de la fréquence de consommation de viande pour les adolescents entre 17 et 21 ans en Trollhättan tandis qu'elle augmente en Uppsala (von Post-Skagegard *et al.*, 2002). Toutefois cette différence significative n'est discutée qu'au regard des risques de déficit en fer sans que des interprétations socioéconomiques ou socioculturelles ne soient proposées.

Par ailleurs, l'étude sur les styles de vie des jeunes mangeant peu de viande en comparaison avec les « omnivores » souligne le rôle du niveau d'éducation des parents. En effet, l'adhérence à un régime pauvre en viandes chez les jeunes filles et associée à un haut niveau d'éducation des parents (Larsson *et al.*, 2002). Ceci pourrait être lié à une diffusion et une réception différenciée des normes sociales autour de la durabilité, de la nutrition et des préoccupations éthiques.

Evolution de la consommation des aliments d'origine animale

A l'échelle de la Suède, les transformations des habitudes alimentaires sont visibles à partir d'analyses statistiques (Geeraert, 2013). Celles-ci intègrent des données sur les indices de prix (*konsumprisindex*) et des enquêtes sur les dépenses des ménages effectuées par l'institut national de statistique (*Statistiska Centralbyråns urvalsundersökningen hushållens utgifter*), ou par la comptabilité nationale (*Nationalräkenskaperna*).

Concernant les aliments d'origine animale, une augmentation d'environ 60% de la consommation des viandes mérite d'être soulignée (51kg/pers/an en 1960 à 87kg en 2006), avec une accélération importante à partir de la fin des années 1980. On observe notamment une forte accélération de la croissance de la consommation de volaille à partir du début des années 1990.

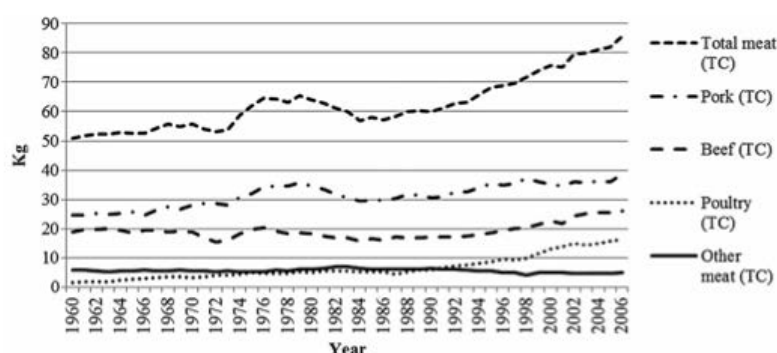


Figure 1 Meat consumption (kilogram per person per year).

Source : Geeraert, F., 2013. Sustainability and dietary change: the implications of Swedish food consumption patterns 1960–2006. *International Journal of Consumer Studies*, 37 (2): 121-129. – p. 124 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1470-6431.2012.01100.x>

Les transformations des consommations des différents produits laitiers sont contrastées : les quantités consommées de fromage ont plus que doublé sur la période (7kg/pers/an en 1960 à 18kg en 2006) avec une forte augmentation à partir des années 1970. Cette augmentation s'expliquerait par l'apparition, liée à l'industrialisation, de nouvelles habitudes de consommation de plats cuisinés contenant du fromage, alors que cet aliment n'était auparavant consommé qu'accompagné de pain et beurre (Carlsson-Kanyama and Linden, 2001). Les consommations de beurre ont en revanche été divisées par deux, passant de 10kg/pers/an en 1960 à environ 2kg en 2006. L'hypothèse d'un report sur les graisses végétales, notamment sur la margarine, ne peut être vérifiée par les données travaillées dans cette analyse, mais elle est probable. Les consommations de crème sont en augmentation, mais avec une croissance faible (6kg/pers/an en 1960 à 10kg en 2006).

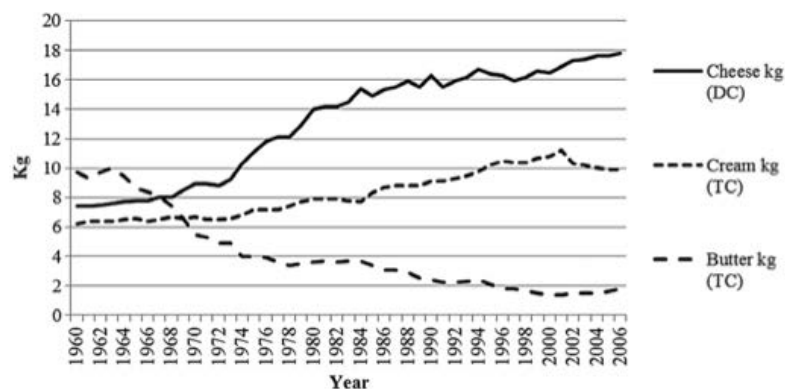


Figure 2 Consumption of dairy products (kilogram per person per year).

Source : Geeraert, 2013, p. 124.

La chute des quantités de lait consommées entre 1960 (175kg/pers/an) et 2006 (110kg/pers/an) peut être attribuée à des effets de substitution de boissons : le lait, qui était traditionnellement consommé en boisson accompagnant les repas, a été délaissé au profit de l'eau, du vin ou de la bière (Carlsson-Kanyama & Linden, 2001).

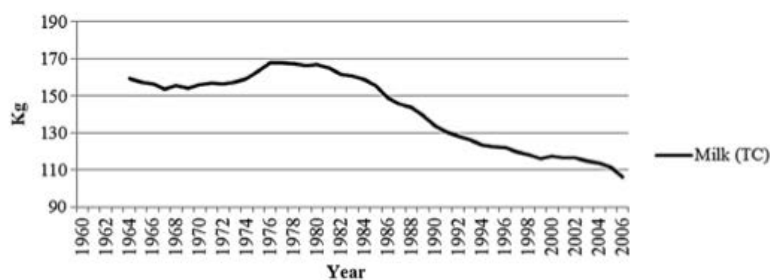


Figure 3 Milk consumption (kilogram per person per year).

Source : Geeraert, 2013, p. 124.

La consommation d'œufs, croissante entre 1960 et la fin des années 1980, a ensuite baissé jusqu'au début des années 2000 avant de croître à nouveau, pour atteindre, en 2006, un niveau similaire à celui de 1960.

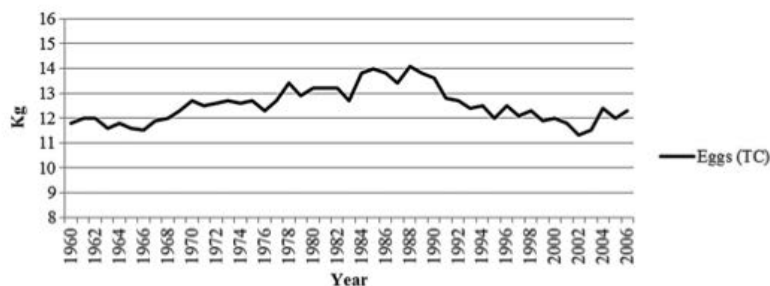


Figure 4 Consumption of eggs (kilogram per person per year).

Source : Geeraert, 2013, p. 124.

Ces tendances sont pour l'ensemble confirmées par les données de la FAO. Notons également que les quantités consommées de poissons et fruits de mer ont été croissantes entre 1990 et 2011.

Au total, les consommations suédoises témoignent d'un modèle alimentaire qui fait une large part aux aliments d'origine animale, à la hauteur des consommations françaises si l'on se réfère aux protéines d'origine animale. Mais, plus frappant encore, l'évolution des consommations montre que cette place importante des aliments d'origine animale n'a cessé de croître que depuis très peu de temps, à peu près depuis la fin des années 2000, alors qu'en France la tendance s'est inversée une dizaine d'années auparavant. La consommation de viandes en général et des principales viandes en particulier (porc, bœuf, volaille, ovin-caprin) apparaît ainsi en croissance importante entre 1990 et 2011.

Éléments sur les facteurs socioculturels connus et hypothétiques des évolutions en cours

Dans d'autres contextes socioculturels européens, à niveau de développement comparable, comme en France, on observe un tableau des consommations contradictoire avec celui de la *désanimalisation*. En Suède, la consommation de viande tend à croître, alors qu'on aurait pu s'attendre à des baisses significatives, dans ce pays réputé marqué par les préoccupations sanitaires, environnementales ou de bien-être animal. Comment appréhender ces différences de dynamiques ?

Cette évolution de la consommation peut être comprise au regard de la place de la viande dans le modèle alimentaire suédois. L'étude des pratiques reconstruites de journées alimentaires témoigne de la centralité de la viande dans les repas chauds consommés généralement dans le cadre des repas du midi et du soir (Holm *et al.*, 2016 ; Kjærnes, 2001). Bien que marquées par une certaine diversité, ces prises alimentaires s'organisent généralement sous la forme d'un plat principal (appelé *husmanskost* : (Bergflødt, 2012)) *traditionnellement* constitué de cinq composantes : ingrédient principal (viande ou poisson généralement, beaucoup plus rarement légume), féculent de base (pommes de terre, riz, pâtes, haricots ou lentilles, pain), légumes (chou, carotte, concombre, poivron, tomate, laitue, oignon, haricots verts, haricots secs, lentilles ou autre), condiments (sauces diverses, condiments, pickles, confitures ou gelées) et boisson. A ces cinq composantes principales peuvent s'ajouter les séquences de l'entrée et du dessert. La structure traditionnelle des repas se retrouve dans le cas de pratiques alimentaires récemment appropriées tel que les « dîners tacos (Solér and Plazas, 2012) ».

Au début des années 2000, la viande était plus souvent consommée les dimanches que les jours de semaine. 66% des plats principaux des repas chauds du dimanche contenaient de la viande, contre 58% lors des jours de semaine. Pour le poisson, le rapport était inversé : il était présent dans seulement 10% des plats principaux des repas chauds du dimanche, contre 15% la semaine (Kjærnes, 2001). La viande n'était pas consommée de la même manière les jours de semaine et les dimanches. Les préparations à base de viande hachée (sous la forme de hamburgers, boulettes de viande ou encore saucisses) étaient plus fréquentes en semaine que les dimanches. On les retrouvait dans 51% des repas chauds de la semaine, contre seulement 33% de ceux du dimanche. La consommation sous forme de morceaux entiers (steaks, pièces à rôtir, etc.) concernait 39% des repas chauds les jours de semaines contre 54% de ceux du dimanche (Kjærnes, 2001). La viande occupe une place centrale dans l'alimentation de rue (hamburgers, kebabs ou hotdogs) (Bergflødt, 2012)

Les viandes froides et fromages sont également consommés au petit-déjeuner ou lors des prises entre repas, sous la forme de sandwiches ou de simples tranches de pain tartinées de beurre ou de margarine et surmontées de fromage, jambon, salami ou pâté de foie. Le lait et le babeurre font partie des trois boissons les plus consommées, et sont présents dans un quart des pratiques reconstruites – que ce soit en semaine ou week-end. Les repas froids sont le plus souvent composés de sandwiches (presque 50% des observations) et intègrent des yaourts dans 8% (la semaine) à 12% (le dimanche) des cas. Les yaourts sont présents dans 17% des petits-déjeuners (Kjærnes, 2001).

Des politiques publiques récentes ont fixé en Suède un objectif de diminution de la consommation de viande de 26kg *per capita* par an, argumentant sur les possibles effets de la viande rouge sur la santé humaine. Cet objectif a été intégré dans une révision du guide des recommandations diététiques de l'agence nationale pour l'alimentation (*Livsmedelsverket*). Une équipe interdisciplinaire a travaillé à la réalisation d'un guide sur le choix des viandes au regard des implications environnementales à destination des consommateurs et distributeurs (Röös *et al.*, 2014) les implications environnementales de la consommation de produits d'origine animale font l'objet de nombreuses investigations depuis une dizaine d'années (Boström and Klintman, 2009 ; Hallström *et al.*, 2014 ; Magnusson *et al.*, 2003 ; Röös *et al.*, 2016 ; Säll and Gren, 2015).

On sait que l'appropriation des messages normatifs relatifs à l'alimentation est socialement différenciée (Régner, 2011; Régner and Masullo, 2009 ; Touvier *et al.*, 2010), ce qui invite à scruter les effets à venir de ces recommandations relatives à l'alimentation, en considérant notamment les variables de position sociale, de niveau d'éducation, de sexe/genre et d'âge. Les conséquences de ces recommandations méritent d'être questionnées au regard de la centralité de la viande dans la structure des repas (Bohm *et al.*, 2015 ; Kjærnes, 2001). Les changements alimentaires impliquent bien plus que l'individu lui-même. Une enquête a montré que, du fait de la place centrale de la viande dans les repas chauds, la commensalité des jeunes végétariens tend à être réduite par rapport aux mangeurs omnivores (Bohm *et al.*, 2015 ; Larsson *et al.*, 2001). Le cas suédois est d'autant plus intéressant que la population des adolescents végétariens a été estimée, il y a déjà une vingtaine d'années, à 5% de la catégorie d'âges (Larsson and Johansson, 1997). La tendance à la désocialisation des repas des jeunes végétariens suédois peut s'interpréter en considérant la force de la charge symbolique de la viande, l'importance des pratiques de partage cet aliment, les liens entre ce partage et l'ordre et le contrôle social, et les phénomènes d'inclusion/exclusion qui sont associés à la consommation de viande (Fiddes, 1991 ; Fischler, 1990 ; Poulain, 1985).

L'objectif des autorités sanitaires suédoises de réduire la consommation de viande n'implique pas que les mangeurs, mais aussi les acteurs de la filière. Une étude déjà ancienne a montré qu'en Suède et dans d'autres pays européens, les consommateurs exprimaient une perception globalement négative des conditions d'élevage des porcs (Ngapo *et al.*, 2004). Mais, aux dires des consommateurs, cette perception n'affecterait que peu ou pas du tout leurs comportements de consommation (Sorensen *et al.*, 2012), ce qui pose la question de la traduction en pratiques de préoccupations liées à la viande.

Les acteurs de la production et de la distribution sont parties prenantes du système alimentaire et peuvent de ce fait être considérés comme des acteurs centraux de tout projet d'action sur les consommations. Or, une enquête a montré que la centralité de la viande dans le modèle alimentaire suédois décourage les enseignes de la distribution d'agir en direction des mesures visant à la réduction de la consommation de viande (Tjarnemo and Sodahl, 2015).

Limites des connaissances et perspectives

En Suède, la consommation d'aliments d'origine animale a beaucoup été questionnée scientifiquement en lien avec les enjeux nutritionnels, de bien-être animal et de durabilité du modèle alimentaire. Ces thématiques scientifiques ont pour conséquence d'orienter les recherches vers une approche prospective autour des changements induits par des variations de curseurs, comme l'élasticité de la demande ou l'influence de l'étiquetage par exemple. Elles possèdent par ailleurs des prémisses normatives pas toujours questionnées.

Dans ce contexte, l'étude des pratiques et représentations courantes associées aux aliments d'origine animale apparaît relativement délaissée. Des données, disponibles à l'échelle de l'ensemble des pays nordiques, n'ont apparemment pas fait l'objet de publications à l'échelon national de la Suède, du moins en langue anglaise. Par conséquent, les données relatives à la distribution socioculturelle de la consommation des divers aliments d'origine animale sont lacunaires.

Le cas suédois est remarquable en ce qu'il questionne le cadre proposé de la *désanimalisation* de la consommation : la Suède est un pays riche et développé, au modèle alimentaire particulièrement animalisé, mais dans lequel les consommations d'aliments d'origine animale continuent d'augmenter ou ne baissent pas. Le cas suédois est d'ailleurs particulier par d'autres aspects. La Suède se distingue des pays voisins au regard des caractéristiques de la modernité alimentaire : alors que l'individualisation des prises alimentaires a gagné du terrain au Danemark et en Finlande entre 1997 et 2012, elle est restée stable en Suède. Dans le même temps, la proportion de repas courts (moins de 20 min) a augmenté au Danemark et en Finlande, tandis qu'elle a légèrement reculé en Suède (Holm *et al.*, 2016). Le processus de modernisation de l'alimentation suédoise marquerait-il le pas ? Doit-on faire l'hypothèse d'un processus de modernisation spécifique à la Suède ? Comment ces évolutions affectent-elles la place des aliments d'origine animale dans le modèle alimentaire suédois ? Et comment analyser ces évolutions dans la perspective de la transition alimentaire ? Les phénomènes observés en Suède interpellent et obligent à prolonger les investigations.

5.6.4. Conclusion : une *désanimalisation* à discuter

Limites de la revue de littérature

Les différents portraits de pays proposés ici se heurtent à une double limite. La première limite est épistémique : c'est la limite des connaissances produites sur les aspects sociaux et culturels des consommations alimentaires dans les différents pays. Tout en faisant l'effort de corriger la déformation produite par notre point de vue français, nous pouvons constater que la France, où le champ des sciences humaines et sociales de l'alimentation est fortement structuré, est plutôt bien lotie, comme le sont dans une moindre mesure le Royaume-Uni, l'Espagne, l'Italie, l'Allemagne et la Suède, suivis de la Grèce et de la Pologne. La seconde limite de cette revue de littérature est linguistique. Elle est liée à la langue de publication, et rend difficile l'évaluation des effets de la première limite épistémique. La littérature en français nous était facilement accessible. Mais si nous pouvions accéder linguistiquement à la littérature anglophone, ce n'était pas toujours le cas physiquement (consultation physique impossible ou consultation en ligne inaccessible). Ces limites, avec le choix que nous avons fait de produire des synthèses courtes pour les sept pays autres que la France, doivent conduire à des précautions de lecture, puisqu'elles produisent que quelques effets de loupe et beaucoup d'effets d'ombre.

Ces limites précisées, nous pouvons insister sur quelques-uns des phénomènes sociaux et culturels les plus marquants qui caractérisent les consommations d'aliments d'origine animale dans les différents pays.

Les consommations marquantes dans les différents pays considérés

Quelles sont les consommations marquantes pour chaque pays ? Les qualificatifs que nous leur donneront ici s'entendent relativement aux huit pays considérés.

- La France se caractérise par un niveau relatif très élevé de consommation de bœuf, notamment sous la forme de morceaux « nobles » consommé grillés ou cuits à la poêle, et un niveau élevé de viandes en général (les consommations de volaille et de porc se situent également à des niveaux élevés), de fromage et de lait, ce qui se traduit par le haut niveau de consommation des protéines d'origine animale, le plus élevé des pays considérés (la consommation de poissons et fruits de mer étant également très élevée). Le beurre est également très consommé, ce qui dénote son usage à la fois comme graisse de cuisson, comme ingrédient de pâtisseries, de viennoiseries et de sauces et comme aliment à tartiner. Le beurre et la crème occupent par ailleurs une place de choix dans le modèle alimentaire de toute une partie Nord de la France et des régions montagneuses.

- L'Allemagne se caractérise par son très haut niveau de consommation de viande porcine, de graisses animales, son niveau élevé de consommation de beurre, de fromage et de lait, et sa faible consommation de viande bovine. La viande de porc est très utilisée dans un grand nombre de produits carnés transformés bien connus, notamment des saucisses, des farces, des pâtés, des boulettes et des fumaisons. Elle est souvent mise en œuvre dans des préparations culinaires bouillies ou mijotées.
- L'Espagne se caractérise par une consommation élevée de porc et de volaille et très élevée de viandes en général (l'Espagne est le plus gros consommateur toutes viandes confondues parmi les pays considérés). La consommation de bœuf est cependant faible, au niveau de celle de l'Allemagne. La place des produits laitiers est, elle aussi, relativement faible, avec une consommation peu élevée de lait, de beurre et de fromage (même si cette dernière tend à augmenter). La consommation totale de protéines d'origine animale est assez élevée, notamment du fait de la consommation très élevée de poissons et produits de la mer.
- La Grèce se caractérise par le très haut niveau de la consommation de viande d'ovins-caprins (près de trois fois supérieure à celle du second plus gros consommateur, le Royaume-Uni), souvent sous la forme de viande de chevreau, et par sa consommation très élevée de fromage, la plus élevée des huit pays considérés. Le fromage est consommé dans de nombreuses situations (dans des salades, des sauces, des pâtisseries salées, au petit-déjeuner), tandis que les laits fermentés constituent des sauces froides ou chaudes. La viande d'ovins-caprins est souvent consommée sous la forme de rôtis, de grillades, de plats mijotés au four et de chair hachée qui entre dans la composition de plats comme la *moussaka*. Toutes les parties de l'animal sont ainsi consommées. La consommation de beurre et de graisses animales est très faible.
- L'Italie ne se caractérise pas par le niveau très élevé de la consommation d'une viande en particulier, mais par un niveau important des principales viandes, aussi bien du bœuf, du porc que de la volaille, ce qui conduit à une consommation globale de viande élevée. Les italiens ont une consommation assez élevée de graisses animales et assez basse de beurre (qui est toutefois beaucoup plus consommé dans le Nord de l'Italie). Ils ont également une forte consommation de produits laitiers, qui prend largement la forme d'une consommation élevée de fromages.
- La Pologne se caractérise par une très forte consommation de porc, une forte consommation de volaille, une très faible et très déclinante consommation de bœuf et une consommation quasiment anecdotique d'ovins-caprins. La consommation totale de viande est au total assez basse, la plus basse des pays considérés. Le porc est consommé sous diverses formes, notamment des recettes mijotées, des pâtés, farces et saucisses. La consommation de graisses animales est particulièrement élevée, tandis que celle de lait et de fromage est particulièrement basse. La consommation totale de protéines d'origine animale est la plus basse des pays considérés.
- Le Royaume-Uni se caractérise par une consommation très élevées de volaille et une consommation plus importante d'ovins-caprins que dans les autres pays, même si c'est sans commune mesure avec le niveau atteint en Grèce. La consommation de graisses animales est basse pour un pays du Nord de l'Europe. La consommation de lait est relativement haute, tandis que celle de fromage est particulièrement basse, ce qui témoigne d'habitudes de consommation sous forme de lait-boisson et de produits laitiers transformés frais.
- La Suède se caractérise par une consommation assez élevée de porc et surtout une très forte consommation de graisses animales, la plus haute des pays considérés, ce qui dénote des habitudes culinaires utilisant le gras animal comme gras de cuisson ou comme ingrédient dans des produits carnés transformés ou des sauces. Autre caractéristique marquante en Suède : la consommation très élevée de lait, la plus importante des pays considérés, bien supérieure à la seconde (celle de la Grèce). Cette consommation prend notamment la forme d'une consommation élevée de fromages. La consommation du lait-boisson est par ailleurs d'un usage traditionnel en Suède, y compris en accompagnement des repas. Du fait de la consommation élevée de poissons et produits de la mer, la Suède se caractérise aussi par un niveau très élevé de consommation de protéines d'origine animale, le second plus élevé, quasiment au même niveau que celui de la France.

Notons que la consommation d'œufs est assez similaire entre les différents pays, par comparaison aux différences observées pour d'autres produits. L'Espagne se distingue néanmoins comme le plus gros consommateur.

Les niveaux de consommation de viande ne font pas de différences significatives entre les pays du Sud et du Nord de l'Europe considérés ici, ce qui témoigne de la prise de distance, en Italie, Espagne et Grèce, par rapport au régime méditerranéen des années 1960 tel qu'il est défini par les nutritionnistes. En revanche, la consommation de beurre témoigne nettement d'une opposition entre la zone culturelle méditerranéenne et l'Europe plus nordique.

C'est moins évident pour la consommation totale de graisses animales, puisque si l'Espagne et la Grèce sont très peu consommatrices, l'Italie l'est un peu plus, même si c'est toujours moins que les autres pays considérés. Le Royaume-Uni, avec une consommation très basse, constitue une exception notable, et l'on peut interroger le rôle des recommandations nutritionnelles, qui ciblent particulièrement les graisses animales ajoutées. Alors que le niveau de consommation de ces graisses dans le pays n'était déjà pas très élevé, il baisse en effet, tout comme celui des pays (France, Pologne) où il est plus important (en Allemagne, on constate plutôt une stagnation). A l'inverse, dans les pays où l'on consomme traditionnellement peu de graisses animales ajoutées pour la cuisson ou pour tartiner, la consommation est en augmentation (Grèce) ou stagnante (Espagne, Italie) depuis une quinzaine d'années. Le cas de la Suède est toujours étonnant, puisque le pays possède le niveau de consommation de graisses animales le plus élevé, et que par ailleurs celui-ci est en hausse depuis une quinzaine d'années, après avoir baissé durant les années 1990. Ces observations demanderaient de plus amples analyses, puisque nous ne sommes pas en mesure de savoir sous quelles formes privilégiées se fait la consommation de graisses animales dans les différents pays. Toujours est-il que les consommations de matières grasses animales (beurre, saindoux, lard gras, suif, graisse de volailles grasses, etc.) sont intéressantes car ces substances sont des marqueurs forts des cuisines et des identités culturelles, y compris régionales au sein d'un même pays (que l'on songe à la France traditionnelle du beurre, de la graisse de canard, de l'huile d'olive ou du saindoux, où à l'importance du beurre en Italie du Nord). Les évolutions de ces consommations permettent de saisir les reconfigurations articulant des traditions culturelles avec d'autres sources de légitimité, comme les discours nutritionnels et esthétiques.

Certaines consommations comparables peuvent témoigner d'une réalité pratique très différente, en fonction des modèles alimentaires et culinaires dominants. C'est le cas par exemple de la consommation de porc en Espagne et en Allemagne. En Espagne, elle prend très largement la forme de salaisons séchées crues (*lomo*, *chorizo*, *jamón*, etc.), tandis qu'en Allemagne, il s'agit beaucoup plus de salaisons à cuire, type petit salé, de fumaisons, de saucisses, de farces ou de viandes à bouillir ou mijoter.

Retour critique sur le cadre de la désanimalisation

Nous avons proposé le cadre interprétatif de la *désanimalisation* pour comprendre les évolutions des consommations d'aliments d'origine animale observées en France. Ce cadre doit être resitué par rapport à la théorie de la transition alimentaire et à une phase de changement des comportements qui se conformeraient de plus en plus à des conceptions du « bien manger ». Cette phase de transformation des consommations adviendrait dans les pays développés en situation de pléthore alimentaire, qui font face aux pathologies associées à cette situation. Dans ces pays, réguler la consommation alimentaire, au niveau individuel comme au niveau collectif, est devenu un enjeu important. Les aliments d'origine animale, particulièrement emblématiques de l'abondance, se situent au cœur de ce besoin de régulation, que celui-ci soit relié à des motifs d'ordre esthétique, sanitaire, éthique, environnemental ou politique.

Dans ce contexte, de nombreux signaux témoignent d'une *désanimalisation* des consommations. Rappelons que nous n'entendons pas donner à ce terme le sens d'une transition vers un végétarisme généralisé : c'est loin de ce que l'on observe. Il renvoie plutôt à deux phénomènes.

Sur le plan pratique, ce terme renvoie au plafonnement de la consommation totale d'aliments d'origine animale. Après des décennies de croissance, ce plafonnement s'observe dans des ralentissements de croissance, des stagnations ou des baisses de la consommation de ces aliments. La *désanimalisation* peut par exemple se mesurer par la consommation totale de viande, ou par celle de protéines d'origine animale.

Mais on peut aussi se situer sur le plan des significations, des symboles et des valeurs, où la *désanimalisation* se traduit par des transformations des modèles alimentaires, qui tendent à mettre à distance l'animalité des aliments, ainsi que les aliments les plus marqués par l'animalité. Sur ce plan, des reconfigurations des consommations, à travers des phénomènes de substitution entre aliments d'origine animale, voire avec des aliments d'origine végétale (comme les simili-carnés), peuvent traduire une *désanimalisation*, même indépendamment des quantités de protéines animales consommées *in fine*. Ainsi par exemple, la baisse de la consommation de bœuf, viande rouge particulièrement symbolique de l'animalité, peut s'analyser comme un signe de *désanimalisation*, et ce même si une augmentation de la consommation de volaille ou d'aliments d'origine animale transformés vient compenser la quantité totale de protéines animales consommées. Dans un contexte d'évolutions croisées du bœuf et de la volaille (ou des aliments d'origine animale transformés), il convient alors de mieux comprendre comment, en situation concrète de consommation, le bœuf perd du terrain et la volaille (ou les aliments d'origine animale transformés) en gagnent.

Empiriquement, ces deux plans des pratiques et des significations sont toujours interconnectés et s'influencent l'un l'autre. On peut imaginer que des phénomènes tout à fait concrets – comme le développement de la restauration hors domicile, qui exclut la manipulation culinaire des produits crus marqués par l'animalité du sang, ou comme la vente à la découpe en barquette dans la grande distribution –, encouragent une distanciation et une défamiliarisation vis-à-vis de l'animalité sur le plan des significations.

A l'inverse, on peut penser que des transformations sur le plan des significations – à l'instar de celles qui affectent le rapport à l'exploitation productive et à la mise à mort des animaux, comme dans la critique de l'élevage et de l'alimentation carnée inspirée de l'antispécisme –, puissent affecter le plan des pratiques, par exemple en réduisant le périmètre des situations de consommation d'aliments d'origine animale et en particulier des viandes.

Mais ce cadre interprétatif – qui nous semble particulièrement pertinent pour le cas français où des baisses de consommation et des reconfigurations sur le plan des significations sont attestées –, rend-il bien compte des évolutions observées dans les autres pays ici considéré (Allemagne, Espagne, Grèce, Italie, Pologne, Royaume-Uni, Suède) ?

La réponse est loin d'être évidente, puisque de nombreux phénomènes contredisent ce que l'on s'attendrait à observer. Ainsi de la Suède, pays très riche et gros consommateur d'aliments d'origine animale, mais où les consommations sont pourtant toujours croissantes aujourd'hui. Ainsi, inversement, de la Pologne, bien moins riche tout en étant en croissance économique, et où des consommations comme celle du bœuf tendent pourtant à décliner.

Le cadre de la *désanimalisation* nous semble néanmoins pertinent pour penser les évolutions constatées en Allemagne, tout particulièrement, ainsi qu'en Italie, en Espagne et au Royaume-Uni, et dans une moindre mesure en Grèce. A l'échelle de l'Europe prise comme un ensemble, où beaucoup de consommation d'aliments d'origine animale plafonnent, il nous semble également avoir une pertinence.

En premier lieu, parce qu'il rend finalement assez bien compte des évolutions constatées à long terme, sur plusieurs décennies : là où elles ne baissent pas, les courbes suivent une pente moins abrupte depuis les années 1990-2000.

En second lieu, parce que l'essentiel des évolutions constatées dans la plupart des pays s'y conforment assez bien. Pour ne prendre que quelques exemples : c'est le cas pour la France et l'Allemagne, où, au-delà des reconfigurations entre produits, la consommation totale de viande diminue ; de l'Italie, de l'Espagne et de la Pologne, où elle stagne ; ou encore du Royaume-Uni, où la viande de bœuf diminue et où la viande de porc, la plus consommée en quantité, stagne.

En troisième lieu, le cadre de la *désanimalisation* permet de penser ensemble plusieurs phénomènes attestés dans beaucoup de pays européens depuis plus ou moins longtemps. Sur le long terme, on observe une mise hors les villes de la mort animale, avec l'éloignement des abattoirs, qui d'ailleurs se réinventent aujourd'hui dans les foyers à travers de opérations de dénonciation filmées. Le rapport à l'animal se transforme : influence d'une éthique animaliste, représentations médiatiques et artistiques d'animaux doués de subjectivité, relations affectives aux animaux de compagnie, etc. Au niveau des consommations, on observe des baisses de la consommation de bœuf et des augmentations de la consommation de volaille et de poissons, ce qui suggère des effets de substitution, qui demandent à être éclairés. La consommation d'abats, réduite à une portion congrue, témoigne d'une dépréciation de ces aliments très marqués par l'animalité. On observe également une tendance générale au développement de la sarcophagie, qui masque l'origine animale des aliments et invisibilise le lien à l'élevage. Cette tendance se traduit par la quasi-disparition de la vente à partir de carcasses des gros animaux découpées sous les yeux du client, par la tendance à la disparition des volailles en plumes, en poils, à tête et à pattes dans les points de vente, par le développement de la vente de morceaux découpés prêt-à-cuire, favorisé par le développement de la grande distribution, et par le fort développement du marché des aliments d'origine animale transformés.

Les aliments d'origine animale et leur production font par ailleurs l'objet de critiques. Le contexte critique contemporain vaut pour tous les aliments, mais ceux d'origine animale semblent particulièrement cristalliser la critique, sans doute parce qu'ils impliquent la régulation du rapport à des êtres vivants sensibles et de l'acte consistant à les mettre à mort pour s'en nourrir. Ces critiques peuvent globalement se ranger en quatre catégories : critiques diététiques (dénonçant par exemple la mauvaise qualité nutritionnelle des profils lipidiques des aliments d'origine animale) ; toxicologiques (dénonçant par exemple la contamination des viandes par les antibiotiques ou du lait par des polluants organiques persistants) ; écologiques (dénonçant par exemple l'impact environnemental de l'élevage) ; et politiques et morales (dénonçant par exemple le traitement des animaux d'élevage et l'abattage, les conditions de travail des employés d'abattoirs ou celles des éleveurs qui n'arrivent pas à vivre de leur métier). Les végétarismes sous toutes leurs formes, qui sont bien sûr liés à ces critiques, semblent se développer en Europe, même si les données manquent et que des enquêtes apparaissent nécessaires sur le sujet. La réflexivité critique des consommateurs prend aussi des formes moins radicales que celles des végétarismes : certains auteurs évoquent le concept de flexitarisme, d'autres de végétarisme intermittent ; il semble également que l'on puisse identifier une tendance à consommer moins d'aliments d'origine animale, mais de meilleure qualité (tendance au « moins et meilleur »). Les diverses formes de certifications, de labellisations et de circuits alternatifs jouent sur ce point des rôles importants. On observe également une mise en cause de moins en moins marginale du lait et des produits laitiers. Cette mise en cause relève souvent d'une critique diététique et politique et morale : en somme, les recommandations officielles de consommation seraient surévaluées en raison de l'influence des lobbies laitiers, alors que les produits laitiers, en particulier ceux de vaches, ne bénéficieraient pas autant qu'on le dit à la santé. Il est possible que cette mise en cause explique des stagnations ou des baisses de consommation observées. Toujours en lien avec ce contexte critique, certaines innovations biotechnologiques concernant des aliments d'origine animale apparaissent particulièrement sensibles en Europe : c'est le cas des organismes génétiquement modifiés, du clonage animal ou encore de la production de viande *in vitro*, autant d'objets qui questionnent le rapport à l'animal, à l'alimentation et à l'élevage (sur les organismes génétiquement modifiés (Barrey, 2012; 2015; Chateauraynaud, 2010), sur la viande *in vitro*

(Hocquette *et al.*, 2013 ; Stephens and Ruivenkamp, 2016; Verbeke *et al.*, 2015), sur le clonage et l'ensemble des biotechnologies (Commission Européenne, 2010)).

En dernier lieu, le cadre de la *désanimalisation* pose les contours d'une grille interprétative qui révèlent d'autant mieux les phénomènes qui la débordent, à l'instar du cas de la Suède, où les préoccupations sanitaires, éthiques et environnementales sont réputées très présentes. A partir du cas suédois, on peut se demander par exemple si des formes de consommation particulièrement sarcophages, dans la cuisine traditionnelle comme dans les aliments transformés industriels, ne contraindraient pas les effets possibles de ces préoccupations, dont on aurait pu attendre qu'elles entraînent une baisse des consommations. Ce type de cas conduit à questionner le cadre de la transition alimentaire, en l'enrichissant des transformations empiriques concrètes qui affectent les modèles alimentaires et leurs configurations socioculturelles.

Références bibliographiques

Afssa, 2009. *Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 2: INCA 2, 2006-2007*. Maisons-Alfort: AFSSA, 225 p.

Afssa; Inpes, 2004. *Comparaison de deux enquêtes nationales de consommation alimentaire auprès des adolescents et des adultes: Baromètre santé nutrition, 2002 et INCA, 1998-1999 éléments de méthode et résultats*. Maisons-Alfort Saint-Denis: AFSSA, INPES, 67 p.

Agence Bio; CSA, 2015. *Baromètre consommation et perception des produits biologiques en France Edition 2012*. Paris: Agence Bio et CSA.

Agreste, 2010. *Evolution sur dix ans de la consommation alimentaire. Moins de matières grasses animales dans nos assiettes*. Paris: Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche (Agreste Primeur), 4 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur236.pdf

Allain, E., 2015. *Impact de la crise économique sur la consommation de viande et évolution des comportements alimentaires*. Montreuil: FranceAgriMer (Les synthèses de FranceAgriMer).

Amilien, V., 2011. Du territoire cultivé au territoire culturel : « Terroir-isation » et produits locaux en Norvège. In: Delfosse, C., ed. *La mode des terroirs et les produits alimentaires*. Paris: Ed. La Boutique de l'Histoire, 177-193.

Andrieu, E.; Caillavet, F.; Lhuissier, A.; Momic, M.; Régnier, F., 2006. L'alimentation comme dimension spécifique de la pauvreté. Approches croisées de la consommation alimentaire des populations défavorisées. *Les Travaux de l'ONPES 2005-2006*: 247-278.

Ascher, F., 2005. *Le Mangeur hypermoderne : une figure de l'individu éclectique*. Paris: Odile Jacob, 330 p.

Babayou, P.; Volatier, J.-L., 1997. *Les effets d'âge et de génération dans la consommation alimentaire*. Paris: CREDOC.

Barlösius, E., 1999. *Soziologie des Essens: eine sozial- und kulturwissenschaftliche Einführung in die Ernährungsforschung*. Weinheim, Allemagne, 256 p.

Barlösius, E., 2007. Entre Est et Ouest. La moralisation de l'alimentation en Allemagne. In: Fischler, C.; Masson, E., eds. *Manger. Français, Européens et Américains face à l'alimentation*. Paris: Odile Jacob, 155-174.

Barrey, S., 2012. Les modes de présence du saumon transgénique AquAdvantage Salmon® dans la tentative de construction de son marché. *Sciences de la société*, (87): 98-113. <http://dx.doi.org/10.4000/sds.1558>

Barrey, S., 2015. Produire et vendre du saumon transgénique. Délimitations et démarcations d'une marchandise. *Revue Française de Socio-Économie*, Hors-série (2): 155-170. <http://dx.doi.org/10.3917/rfse.hs1.0155>

Baruzzi, M.; Montanari, M., 1981. *Porci e porcari nel Medioevo: paesaggio, economia, alimentazione : San Marino di Bentivoglio, Museo della civiltà contadina, Villa Smeraldi, giugno 1981*. Bologna: Istituto beni culturali dell'Emilia Romagna, 88 p. <https://books.google.fr/books?id=vZhIAAAAYAAJ>

Beardsworth, A.D.; Keil, E.T., 1993. Contemporary vegetarianism in the UK: challenge and incorporation? *Appetite*, 20 (3): 229-229. <http://dx.doi.org/10.1006/appe.1993.1025>

Bergflødt, S., 2012. Snapshots of Swedish food culture: Interview with Dr. Richard Tellström, Department of Restaurant and Culinary Arts, Örebro University. *Anthropology of food*, (S7). <http://aof.revues.org.gate3.inist.fr/7310>

Bernués, A.; Ripoll, G.; Panea, B., 2012. Consumer segmentation based on convenience orientation and attitudes towards quality attributes of lamb meat. *Food Quality and Preference*, 26 (2): 211-220. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2012.04.008>

Bohm, I.; Lindblom, C.; Abacka, G.; Bengs, C.; Hornell, A., 2015. "He just has to like ham" - The centrality of meat in home and consumer studies. *Appetite*, 95: 101-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2015.06.015>

Boltanski, L., 1969. *Luc Boltanski. Prime éducation et morale de classe*. Paris, La Haye: Mouton.

Boltanski, L., 1971. La découverte de la maladie. *Annales. Économies, Sociétés, Civilisations*, 26 (1): 247-249.

Boltanski, L.; Chiapello, È., 2011. *Le Nouvel esprit du capitalisme*. Paris: Gallimard, 843 p.

Boltanski, L.; Thévenot, L., 1991. *De la justification : les économies de la grandeur*. Paris: Gallimard (NRF essais), 483 p.

Boni, Z., 2015. Negotiating Children's Food Culture in Post-socialist Poland. *Anthropology of food*, (9). <http://aof.revues.org/7782>

Borch, A.; Roos, G., 2012. Public Private Partnerships fighting obesity in Europe. *Anthropology of food*, (S7). <http://aof.revues.org/7286>

Boström, M.; Klintman, M., 2009. The green political food consumer. *Anthropology of food*, (S5). <http://aof.revues.org.gate3.inist.fr/6394>

Bourdieu, J.; Piet, L.; Stanziani, A., 2004. Crise sanitaire et stabilisation du marché de la viande en France, XVIIIe-XXe siècles. *Revue d'histoire moderne et contemporaine*, 51 (3): 121-156. <https://www.cairn.info/revue-d-histoire-moderne-et-contemporaine-2004-3-page-121.htm>

Bourdieu, P., 1979. *La Distinction : critique sociale du jugement*. Paris: Éd. de Minuit (*Le Sens commun*), 670 p.

Boylan, S.; Lallukka, T.; Lahelma, E.; Pikhart, H.; Malyutina, S.; Pajak, A.; Kubinova, R.; Bragina, O.; Stepaniak, U.; Gillis-Januszewska, A.; Simonova, G.; Peasey, A.; Bobak, M., 2011. Socio-economic circumstances and food habits in Eastern, Central and Western European populations. *Public Health Nutrition*, 14 (4): 678-687. <http://dx.doi.org/10.1017/s1368980010002570>

Burgat, F., 2011. *Une autre existence: la condition animale*. Paris: A. Michel (*Albin Michel idées*), 394 p.

Burgat, F.; Dantzer, R., 2001. *Les Animaux d'élevage ont-ils droit au bien-être ?* Paris: Editions Quae, 198 p.

Caillavet, F.; Lecogne, C.; Nichèle, V., 2009. La consommation alimentaire : des inégalités persistantes mais qui se réduisent. In: Insee, ed. *Cinquante ans de consommation en France. Edition 2009*. 49-62.

Cantarero, L.; Espeitx, E.; Lacruz, M.G.; Martin, P., 2013. Human food preferences and cultural identity: The case of Aragón (Spain). *International Journal of Psychology*, 48 (5): 881-890. <http://dx.doi.org/10.1080/00207594.2012.692792>

Capatti, A.; Montanari, M., 2003. *Italian Cuisine: A Cultural History*. Columbia University Press, 369 p. <https://books.google.fr/books?id=C5axRXILOIAC>

Capdevila, F.; Marti-Henneberg, C.; Closa, R.; Subias, J.E.; Fernandez-Ballart, J., 2003. Yoghurt in the Spanish diet: nutritional implications and socio-cultural aspects of its consumption. *Public Health Nutrition*, 6 (4): 333-340. <http://dx.doi.org/10.1079/phn2002443>

Carlsson-Kanyama, A.; Linden, A.-L., 2001. Trends in food production and consumption: Swedish experiences from environmental and cultural impacts. *International Journal of Sustainable Development*, 4 (4): 392-406. <http://dx.doi.org/10.1504/ijisd.2001.001558>

Casini, L.; Contini, C.; Marone, E.; Romano, C., 2013. Food habits. Changes among young Italians in the last 10 years. *Appetite*, 68: 21-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2013.04.009>

Casini, L.; Contini, C.; Romano, C.; Scozzafava, G., 2015. Trends in food consumptions: what is happening to generation X? *British Food Journal*, 117 (2): 705-718. <http://dx.doi.org/10.1108/bfj-10-2013-0283>

Cazes-Valette, G., 2008. *Les déterminants du rapport à la viande chez le mangeur français contemporain*. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris.

Ceci-Renaud, N.; Thao Khamsing, W., 2012. *Les consommateurs face à l'affichage environnemental*. Paris: Commissariat Général au Développement Durable (Etudes & Documents).

Central Statistical Office, 2015. *Household Budget Survey in 2014*. Warsaw: Central Statistical Office.

César, C., 2003. Les métamorphoses des idéologues de l'agriculture biologique. Le choix de La Vie Claire (1946-1981). *Ecologie & politique*, 27 (1): 193-206. <http://dx.doi.org/10.3917/ecopo.027.0193>

Chateauraynaud, F., 2010. *Les OGM entre régulation économique et critique radicale. Rapport du programme OBSOGM, ANR OGM*. Paris: GSPR. <https://www.gspr-ehess.com/documents/rapports/RAP-2010-ANROGM.pdf>

Chiffolleau, Y.; Dreyfus, F.; Touzard, J.-M., 2008. *Les nouvelles figures des marchés agroalimentaires: apports croisés de l'économie, de la sociologie et de la gestion journées d'études du GDR-CNRS Économie et sociologie, Montpellier, campus AgroM-INRA, 23 et 24 mars 2006*. Montpellier INRA-UMR Moisa: INRA-UMR Innovation, 195 p.

Chiffolleau, Y.; Prevost, B., 2012. Les circuits courts, des innovations sociales pour une alimentation durable dans les territoires. *Norôis. Environnement, aménagement, société*, (224): 7-20.

Chourdakis, M.; Tzellos, T.; Papazisis, G.; Toulis, K.; Kouvelas, D., 2010. Eating habits, health attitudes and obesity indices among medical students in northern Greece. *Appetite*, 55 (3): 722-725. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2010.08.013>

Clonan, A.; Wilson, P.; Swift, J.A.; Leibovici, D.G.; Holdsworth, M., 2015. Red and processed meat consumption and purchasing behaviours and attitudes: impacts for human health, animal welfare and environmental sustainability. *Public Health Nutrition*, 18 (13): 2446-2456. <http://dx.doi.org/10.1017/s1368980015000567>

Cniel, 2008. *La consommation de produits laitiers en France*. Paris: CNIEL. http://social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/Presentation_lipides_produits_laitiers_ATLA.pdf

Combris, P., 1997. La consommation des produits animaux en France : tendances et perspectives d'évolution. *INRA Productions Animales*, 10 (4): 267-274. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4811/45544/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_4_01.pdf

Combris, P., 2006. Le poids des contraintes économiques dans les choix alimentaires. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 41 (5): 279-284. [http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960\(06\)70640-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960(06)70640-X)

Combris, P.; Grignon, C., 1997. Qui sont les faibles consommateurs de viande de boeuf? *Viandes & Produits Carnés*, 18 (1): 37-46.

Combris, P.; Soler, L.G., 2011. Consommation alimentaires : tendances de long terme et questions sur leur durabilité. *Innovations Agronomiques*, (13): 149-160.

Commission Européenne, 2010. *Eurobaromètre 73.1. Les biotechnologies*. Bruxelles: Commission Européenne. http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_341_fr.pdf

Contreras, J., 2008. Preferencias y consumos alimentarios: entre el placer, la conveniencia y la salud. In: Diaz Mendez, C.; Gomes Benito, C., eds. *Alimentation, consumo y salud*. Barcelona: Fundacion "la Caixa", 153-191. https://www.google.fr/search?q=ALIMENTACIO%CC%81N,+CONSUMO+Y+SALUD+edited+by+Cecilia+Di%CC%81az+Me%CC%81ndez+and+Cristo%CC%81bal+Go%CC%81mez+Benito&ie=utf-8&oe=utf-8&qws_rd=cr&ei=b6DhVo_TB4Xsar_Do5AQ

Corbeau, J.-P.; Poulain, J.P., 2002. *Penser l'alimentation : entre imaginaire et rationalité*. Toulouse: Privat, 209 p.

Czarnocinska, J.; Wadolowska, L.; Przyslawski, J.; Schlegel-Zawadzka, M.; Babicz-Zielinska, E., 2006. Analysis of factors influencing the choice of dairy products by poles. POFPRES study. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, 15-56: 57-60. <http://journal.pan.olsztyn.pl/pdfy/2006/1s/Cza.pdf>

Dagevos, H.; Voordouw, J., 2013. Sustainability and Meat Consumption: Is Reduction Realistic? *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, 9 (2).

De Backer, C.J.S.; Hudders, L., 2015. Meat morals: relationship between meat consumption consumer attitudes towards human and animal welfare and moral behavior. *Meat Science*, 99: 68-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.08.011>

De Boer, J.; Schösler, H.; Aiking, H., 2014. "Meatless days" or "less but better"? Exploring strategies to adapt Western meat consumption to health and sustainability challenges. *Appetite*, 76: 120-128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2014.02.002>

de Saint Pol, T., 2008. La consommation alimentaire des hommes et femmes vivant seuls. *Insee Première*, (1194). <http://www.insee.fr/fr/ffc/ipweb/ip1194/ip1194.pdf>

de Saint Pol, T., 2010. *Le corps désirable. Hommes et femmes face à leur poids*. Paris: PUF. <http://lectures.revues.org/1004>

de Saint Pol, T.; Ricroch, L., 2012. Le temps de l'alimentation en France. *Insee Première*, (1417). http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1417

Deimel, I.; Böhm, J.; Schulze, B., 2010. *Low meat consumption as a precursor to vegetarianism? Qualitative study on motivational structures for low meat consumption* Diskussionspapiere - Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Universität Göttingen.

Delisle, H., 2010. Findings on dietary patterns in different groups of African origin undergoing nutrition transition. *Applied Physiology, Nutrition, and Metabolism*, 35 (2): 224-228. <http://dx.doi.org/10.1139/H10-008>

Delisle, H., 2012. Transition nutritionnelle. *Dictionnaire des cultures alimentaires*. Presses Universitaires de France - PUF.

Depecker, T., 2010. Les cultures somatiques: usages du corps et diététique. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 91 (2): 153-184. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01201203/>

Dernini, S.; Meybeck, A.; Burlingame, B.; Gitz, V.; Lacirignola, C.; Debs, P.; Capone, R.; Bilali, H.E., 2013. Developing a methodological approach for assessing the sustainability of diets: The Mediterranean diet as a case study. *New medit: Mediterranean journal of economics, agriculture and environment = Revue méditerranéenne d'économie, agriculture et environnement*, 12 (3): 28-37. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4434021>

Desriers, M., 2007. L'agriculture française depuis cinquante ans : des petites exploitations familiales aux droits à paiement unique. In: Collectif, ed. *L'agriculture, nouveaux défis*. Paris: Insee, 17-30.

Douglas, M., 1972. Deciphering a Meal. *Daedalus*, 101 (1): 61-81.

Drewnowski, A.; Popkin, B.M., 1997. The nutrition transition: new trends in the global diet. *Nutrition Reviews*, 55 (2): 31-43. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1753-4887.1997.tb01593.x/abstract>

Dubreuil, C.-M., 2013. *Libération animale et végétarisation du monde: ethnologie de l'antispécisme français*. Paris: Ed. du CTHS (*Le regard de l'ethnologue*), 223 p.

Dubuisson-Quellier, S., 2009. *La consommation engagée*. Paris: Les Presses de Sciences Po (*Contester*).

Dubuisson-Quellier, S., 2013. A Market Mediation Strategy: How Social Movements Seek to Change Firms' Practices by Promoting New Principles of Product Valuation. *Organization Studies*, 34 (5): 683-703. <http://dx.doi.org/10.1177/0170840613479227>

Dubuisson-Quellier, S., 2016. *Gouverner les conduites*. Paris: Sciences po-les Presses.

Dubuisson-Quellier, S.; Lamine, C.; Le Velly, R., 2011. Citizenship and Consumption: Mobilisation in Alternative Food Systems in France. *Sociologia Ruralis*, 51 (3): 304-323. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9523.2011.00540.x>

Ekström, M.P.; Gronow, J.; Holm, L.; Kjærnes, U.; Mäkelä, J.; Bjørkum, E., 1999. Eating and modern everyday life in the Nordic countries : gender and cooking. *New approaches to the study of everyday life : part II : proceedings of the International Household & Family Research Conference, 1998*. Helsinki. University of Helsinki, Department of Home Economics and Craft Science, Turkki, K., 61-66.

Esnouf, C.; Russel, M.; Bricas, N.; Guillou, M.; Matheron, G., 2011. *Pour une alimentation durable réflexion stratégique duALIne*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*).

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Ferretti, M.P.; Magaouda, P., 2006. The slow pace of institutional change in the Italian food system. *Appetite*, 47 (2): 161-169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2006.05.005>

Fiddes, N., 1991. *Meat: A Natural Symbol*. London: Routledge.

Fiddes, N., 1997. Declining meat. Past, present ad future imperfect? In: Caplan, P., ed. *Food, Health and Identity*. London and New York: Routledge.

Fischler, C., 1990. *L'omnivore : le goût, la cuisine et le corps*. Paris: Odile Jacob, 414 p.

Flandrin, J.-L.; Montanari, M., 1996. *Histoire de l'alimentation*. Paris: Fayard, 915 p.

Fournier, T., 2011. *Une sociologie de la décision alimentaire l'observance diététique chez des mangeurs hypercholestérolémiques*. Sociologie, Toulouse 2.

FranceAgriMer, 2009. *Filières laitières*. Montreuil: FranceAgriMer (*Les cahiers de FranceAgriMer*).

FranceAgriMer, 2010. *La consommation française de viande. Évolutions depuis 40 ans et dernières tendances*. Montreuil-sous-Bois: FranceAgriMer (*Les synthèses de FranceAgriMer*). http://www.franceagrimer.fr/content/download/3144/17127/file/famsynt_conso_v viande_0910.pdf

Garcia-Brenes, M.D., 2010. Alimentacion y salud. Une relacion conflictiva. El caso de Espana. *Salud Publica De Mexico*, 52 (5): 455-460. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2012.04.008>

Geeraert, F., 2013. Sustainability and dietary change: the implications of Swedish food consumption patterns 1960–2006. *International Journal of Consumer Studies*, 37 (2): 121-129. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1470-6431.2012.01100.x>

German Nutrition, S., 2008. *The Nutrition Report*. Bonn: German Nutrition Society.

Gonzales Turmo, I., 2001. Loss and recovery: Patrimonial food of Andalusia. *Food & Foodways*, 9 (2): 95-113. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07409710.2001.9962105>

Gracia, A.; Albisu, L.M., 2001. Food Consumption in the European Union: Main Determinants and Country Differences. *Agribusiness*, 17 (4): 469-488. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.1030>

Gracia, A.; Maza, M.T., 2015. Determinants of the intention to purchase an autochthonous local lamb breed: Spanish case study. *Meat Science*, 110: 212-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2015.07.020>

Gracia, A.; Zeballos, G., 2011. Preocupación por el bienestar animal y actitudes hacia los productos ganaderos más respetuosos con el bienestar animal: caracterización y segmentación. *ITEA*, 107 (1): 33-47.

Grigg, D., 1995. The nutritional transition in Western Europe. *Journal of Historical Geography*, 21 (3): 247-261. <http://dx.doi.org/10.1006/jhge.1995.0018>

Grignon, C.; Grignon, C., 1981. Alimentation et stratification sociale. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, XVI (4): 207-217.

Guillot, C., 2012. Evolution de la consommation française de produits carnés : enjeux et menaces pour l'avenir. In: Club, D., ed. *Le Déméter 2012*. Paris: Club Déméter, 195-233.

Hallström, E.; Röö, E.; Börjesson, P., 2014. Sustainable meat consumption: A quantitative analysis of nutritional intake, greenhouse gas emissions and land use from a Swedish perspective. *Food Policy*, 47: 81-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.04.002>

Harper, D.; Faccioli, P., 2009. *The italian way : food and social life*. Chicago: University of Chicago press, 311 p.

Häußler, A., 2007. *Nachhaltige Ernährungsweisen in Familienhaushalten. Eine qualitative Studie über die Umsetzbarkeit des Ernährungsleitbilds in die Alltagspraxis (Mémoire de thèse de doctorat)*. Gießen: VVB Laufersweiler Verlag.

Hayn, D., 2009. Les pratiques alimentaires du quotidien, un ensemble complexe en mutation constante. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (57): 53-62.

Hébel, P., 2008. *Baromètre de la perception de l'alimentation Baromètre 3.0*. Paris: CREDOC.

Hébel, P.; Credoc, 2007. *Comportements et consommations alimentaires en France*. Paris: Tec & Doc, 120 p.

Heuer, T.; Krems, C.; Moon, K.; Brombach, C.; Hoffmann, I., 2015. Food consumption of adults in Germany: results of the German National Nutrition Survey II based on diet history interviews. *British Journal of Nutrition*, 113 (10): 1603-1614. <http://dx.doi.org/10.1017/s0007114515000744>

Hocquette, J.F.; Mainsant, P.; Daudin, J.D.; Cassar-Malek, I.; Rémond, D.; Doreau, M.; Sans, P.; Bauchart, D.; Agabriel, J.; Verbeke, W.; Picard, B., 2013. La viande du futur sera-t-elle produite in vitro ? *INRA Productions Animales*, 26 (4): 363-374. <https://www6.inra.fr/productions-animales/2013-Volume-26/Numero-4-p.-301-384>

<http://oatao.univ-toulouse.fr/15561/>

Hoek, A.C.; Luning, P.A.; Weijzen, P.; Engels, W.; Kok, F.J.; De Graaf, C., 2011. Replacement of meat by meat substitutes. A survey on person- and product-related factors in consumer acceptance (English). *Appetite*, 56 (3): 662-673. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2011.02.001>

Holm, L.; Ekström, M.P.; Gronow, J.; Kjærnes, U.; Lund, T.B.; Mäkelä, J.; Niva, M., 2012. The modernisation of Nordic eating. *Anthropology of food*, (S7). <http://aof.revues.org.gate3.inist.fr/6997>

Holm, L.; Lauridsen, D.; Lund, T.B.; Gronow, J.; Niva, M.; Mäkelä, J., 2016. Changes in the social context and conduct of eating in four Nordic countries between 1997 and 2012. *Appetite*, 103: 358-368. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2016.04.034>

Hubert, A., 1999. Autour d'un concept : "L'alimentation méditerranéenne". *Techniques & Culture, Dynamique des cultures alimentaires* (31-32): 153-160. <http://tc.revues.org/390>

Hubert, A., 2004. *Corps de femmes sous influence: questionner les normes*. Paris: OCHA (Les cahiers de l'OCHA).

Inpes, 2009. *Baromètre santé nutrition 2008*. Saint-Denis: Éd. INPES (*Baromètres santé*), 419 p.

ITAVI, 2015. *Situation de la production et des marchés des œufs et des produits d'œufs*. www.itavi.asso.fr/download/8893

Jaeger, S.R.; Marshall, D.W.; Dawson, J., 2009. A quantitative characterisation of meals and their contexts in a sample of 25 to 49-year-old Spanish people. *Appetite*, 52 (2): 318-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2008.11.004>

James, A., 1997. How British is British food? In: Caplan, P., ed. *Food, Health and Identity*. London and New York: Routledge.

Kallas, Z.; Gil, J.M., 2012. A dual response choice experiments (DRCE) design to assess rabbit meat preference in Catalonia A heteroscedastic extreme-value model. *British Food Journal*, 114 (10-11): 1394-1413. <http://dx.doi.org/10.1108/00070701211262984>

Kanerva, M., 2013. *Meat Consumption in Europe: Issues, Trends and Debates*. Bremen: Artec, 58 p. <https://books.google.fr/books?id=xaYBoQEACAAJ>

Kehagia, O.; Chrysochou, P.; Chrysoschoidis, G.; Krystallis, A.; Linardakis, M., 2007. European Consumers' Perceptions, Definitions and Expectations of Traceability and the Importance of Labels, and the Differences in These Perceptions by Product Type. *Sociologia Ruralis*, 47 (4): 400-416. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9523.2007.00445.x>

Kesse-Guyot, E.; Peneau, S.; Mejean, C.; de Edelenyi, F.S.; Galan, P.; Hercberg, S.; Lairon, D., 2013. Profiles of Organic Food Consumers in a Large Sample of French Adults: Results from the Nutrinet-Sante Cohort Study. *Plos One*, 8 (10). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0076998>

Keys, A.; Menotti, A.; Karvonen, M.J.; Aravanis, C.; Blackburn, H.; Buzina, R.; Djordjevic, B.S.; Dontas, A.S.; Fidanza, F.; Keys, M.H., 1986. The diet and 15-year death rate in the seven countries study. *American Journal of Epidemiology*, 124 (6): 903-915. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/3776973>

Kjærnes, U., 2001. *Eating patterns: a Day in the Lives of Nordic People*. Oslo: National Institute For Consumer Research (SIFO), (Rapport nr. 7-2001), 305 p. http://www.sifo.no/files/file77520_rapport2001-07-web.pdf

Krystallis, A.; de Barcellos, M.D.; Kuegler, J.O.; Verbeke, W.; Grunert, K.G., 2009. Attitudes of European citizens towards pig production systems. *Livestock Science*, 126 (1-3): 46-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.05.016>

Lacirignola, C.; Capone, R., 2015. *Mediterranean food consumption patterns. Diet, environment, society, economy and health*. Rome: FAO (*White Paper*).

Lacirignola, C.; Dernini, S.; Capone, R.; Meybeck, A.; Burlingame, B.; Gitz, V.; El Bilali, H.; Debs, P.; Belsanti, V., 2012. *Towards the development of guidelines for improving the sustainability of diets and food consumption patterns: the Mediterranean Diet as a pilot study*. Bari: CIHEAM / FAO (*Options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches*), 70 p. <http://om.ciheam.org/option.php?IDOM=1007>

Lafay, L.; Verger, É., 2010. Les apports en lipides d'origine animale de la population française : résultats de l'étude INCA2. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 45 (5): 255-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cnd.2010.06.001>

Laisney, C., 2013a. *Disparités sociales et alimentation*. Paris: Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du territoire (*Les publications du service de la statistique et de la prospective - Documents de travail*).

Laisney, C., 2013b. Les différences sociales en matière d'alimentation. *Analyse. Centre d'Etudes et de Prospective*, (64): 1-4. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/analyse641310.pdf>

Lambert, J.-L., 1987. *L'évolution des modèles de consommation alimentaire en France*. Paris: Lavoisier (*Tec et doc*).

Lamine, C., 2005. Settling Shared Uncertainties: Local Partnerships Between Producers and Consumers. *Sociologia Ruralis*, 45 (1/2): 324-345.

Lamine, C., 2008a. *Les AMAP : un nouveau pacte entre producteurs et consommateurs ?* Gap: Éd. Y. Michel (*Société civile*).

Lamine, C., 2008b. *Les Intermittents du bio : pour une sociologie pragmatique des choix alimentaires émergents*. Paris: Éditions de la Maison des Sciences de l'Homme (*Natures sociales*).

Lamine, C., 2011. Les AMAPS: une écologisation négociée ou de nouvelles formes de normalisation inévitables? In: Barrey, S.; Kessous, E., eds. *Consommer et protéger l'environnement. Opposition ou convergence?* Paris: L'Harmattan, 135-156.

Larsson, C.; Johansson, G., 1997. Prevalence of vegetarians in Swedish secondary schools. *Scandinavian Journal of Nutrition (Sweden)*, (41): 117-120. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=SE1998010584>

Larsson, C.L.; Klock, K.S.; Åström, A.N.; Haugejorden, O.; Johansson, G., 2001. Food habits of young Swedish and Norwegian vegetarians and omnivores. *Public Health Nutrition*, 4 (05): 1005-1014. <http://dx.doi.org/10.1079/phn2001167>

Larsson, C.L.; Klock, K.S.; Nordrehaug Åström, A.; Haugejorden, O.; Johansson, G., 2002. Lifestyle-related characteristics of young low-meat consumers and omnivores in Sweden and Norway. *Journal of Adolescent Health*, 31 (2): 190-198. [http://dx.doi.org/10.1016/s1054-139x\(02\)00344-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1054-139x(02)00344-0)

Lasheras, C.; Patterson, A.M.; Casado, C.; Fernandez, S., 2001. Effects of education on the quality of life, diet, and cardiovascular risk factors in an elderly Spanish community population. *Experimental Aging Research*, 27 (3): 257-270.

Ledrut, R.; Saint Raymond, O.; Gorce, J.-P.; Clément, S., 1979. *L'Évolution des comportements alimentaires sous leurs aspects qualitatifs*. Toulouse: Centre de recherches sociologiques, 143 p.

Leitzmann, C., 2014. Vegetarian nutrition: past, present, future. *American Journal of Clinical Nutrition*, 100 (1): 496S-502S. <http://dx.doi.org/10.3945/ajcn.113.071365>

Lepiller, O., 2010. Chasser le naturel : l'évolution de la notion de naturalité dans l'alimentation à travers les livres français de diététique « naturelle » depuis 1945. In: Bruegel, M.; Nicoud, M.; Barlösius, E., eds. *Le choix des aliments : informations et pratiques alimentaires de la fin du Moyen Âge à nos jours*. Rennes, Tours: Presses Universitaires de Rennes, Presses Universitaires François Rabelais de Tours, 97-119.

Lepiller, O., 2012. *Critiques de l'alimentation industrielle et valorisations du naturel: sociologie historique d'une "digestion" difficile (1968-2010)*. Thèse pour l'obtention du doctorat de sociologie. Mémoire de Thèse en Sociologie. Université de Toulouse II-Le Mirail, Toulouse.

Lepiller, O., 2013a. La bouffe industrielle à la casserole. Les effets de la critique de l'alimentation industrielle par la nutrition et les diététiques alternatives (1965-1985). In: Lhuissier, A.; Depecker, T.; Maurice, A., eds. *La Juste mesure. Une sociologie historique des normes alimentaires*. Rennes, Tours: Presses Universitaires de Rennes, Presses Universitaires François Rabelais, 115-144.

Lepiller, O., 2013b. Les critiques de l'alimentation industrielle et les réponses des acteurs de l'offre. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 48 (6): 298-307. <http://www.em-consulte.com/article/844633/les-critiques-de-l-alimentation-industrielle-et-le>

Lepiller, O., 2016. La place des médias dans la relance de la critique de l'alimentation industrielle : Le Nouvel Observateur et l'alimentation après la « vache folle ». In: Doidy, E., ed. *Reprendre la terre. Agriculture et critique sociale*. Rennes: Presses Universitaires de Rennes.

Lepiller, O.; Poulain, J.P., 2015. 50 ans de dialogue entre sciences humaines et sociales et sciences de la nutrition. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, (Hors-série).

Lewin, K., 1943. Forces behind food habits and methods of change. *Report of the committee on food habits*. Washington: Bulletin National Research Council, 35-65.

Lhuissier, A., 2006. Pauvreté, monoparentalité et alimentation: Une étude de cas dans le nord de la France. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 41 (2): 104-110. [http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960\(06\)70614-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960(06)70614-9)

Magnusson, M.K.; Arvola, A.; Hursti, U.-K.K.; Åberg, L.; Sjöden, P.-O., 2003. Choice of organic foods is related to perceived consequences for human health and to environmentally friendly behaviour. *Appetite*, 40 (2): 109-117. [http://dx.doi.org/10.1016/S0195-6663\(03\)00002-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-6663(03)00002-3)

Maire, B.; Delpeuch, F., 2004. La transition nutritionnelle, l'alimentation et les villes dans les pays en développement. *Cahiers Agricultures*, 13 (1): 23-30. http://www.jle.com/fr/revues/sante_pub/sss/e-docs/00/03/FE/DF/resume.phtml

Majem, L.S.; Barba, L.R.; Navarro, A.A.; Leon, E.A.; Sierra, A., 2000. Energy and nutrient consumption and risk of inadequate intakes in the Canary Islands (1997-98). *Archivos Latinoamericanos De Nutricion*, 50 (1): 7-22.

Malon, A.; Deschamps, V.; Salanave, B.; Vernay, M.; Szego, E.; Estaquio, C.; Kesse-Guyot, E.; Hercberg, S.; Castetbon, K., 2010. Compliance with French nutrition and health program recommendations is strongly associated with socioeconomic characteristics in the general adult population. *Journal of the American Dietetic Association*, 110 (6): 848-856. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jada.2010.03.027>

Marchand, O., 2010. 50 ans de mutations de l'emploi. *Insee Première*, (1312): 1-4. http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1312

Maréchal, G., 2008. *Les circuits courts alimentaires : bien manger sur les territoires*. Dijon: Éducagri éditions (Références).

Martin, V.J., 2010. Consumo de carne y productos cárnicos Evolución y tendencias más recientes. *Distribucion y Consumo*, Mai-juin. http://www.mercasa.es/files/multimedios/pag_005-023_martin_cerdeno.pdf

Mathé, T., 2009. *Comment les consommateurs définissent-ils l'alimentation durable ?* Paris: CREDOC.

Mathé, T.; Hébel, P.; Pilorin, T., 2008. *Du discours nutritionnel aux représentations de l'alimentation*. Paris: CREDOC (*Cahier de recherche du CREDOC*), 73 p. <http://www.credoc.fr/pdf/Rech/C252.pdf>

Medina, F.X., 2005. *Food culture in Spain*. Westport, Conn: Greenwood Press (*Food culture around the world*).

Meier, T.; Christen, O., 2012. Gender as a factor in an environmental assessment of the consumption of animal and plant-based foods in Germany. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17 (5): 550-564. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0387-x>

Mennell, S., 1997. La peur de manger : l'interaction entre opinion médicale et croyances populaires au XIXe et au début du XXe siècle en Grande-Bretagne. In: Garrigou, A., ed. *La santé dans tous ses états*. Biarritz: Atlantica, 81-102. <http://www.brunel.ac.uk/cbass/social-sciences-media-communications/anthropology/staff/james-staples>

Mennell, S., 2014. Indigestion in the Long Nineteenth century: Aspects of English Taste and Anxiety, 1800-1950. In: Klein, J.A.; Murcott, A., eds. *Food Consumption in Global Perspective: Essays in the Anthropology of Food in Honour of Jack Goody*. UK: Palgrave Macmillan, 135-158. <http://www.brunel.ac.uk/cbass/social-sciences-media-communications/anthropology/staff/james-staples>

Miele, M.; Murdoch, J., 2002. The Practical Aesthetics of Traditional Cuisines: Slow Food in Tuscany. *Sociologia Ruralis*, 42 (4): 312-328. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-9523.00219>

Mognard, É., 2013. *Foie gras, gavage et "touristes-mangeurs": une sociologie de l'alimentation à l'heure de la mondialisation*. Doctorat (Sociologie). Toulouse 2.

Monceau, C.; Blanche-Barbat, E.; Echampe, J., 2002. La consommation alimentaire depuis quarante ans. De plus en plus de produits élaborés. *Insee Première*, (846): 1-4. http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip846

Montanari, M., 1991. *Nuovo convivio: storia e cultura dei piaceri della tavola nell'età moderna* : Massimo Montanari. Bari: Editori Laterza, 466 p. <https://books.google.fr/books?id=ev4SAQAAIAAJ>

Montanari, M., 1992. *Convivio oggi : storia e cultura dei piaceri della tavola nell'età contemporanea*. Roma: Laterza (*Storia e società*).

Montanari, M., 1995. *La faim et l'abondance: histoire de l'alimentation en Europe*. Paris: Ed. du Seuil (*Faire l'Europe*).

Montanari, M., 1996. Les paysans, les guerriers et les prêtres : image de la société et styles d'alimentation. In: Flandrin, J.-L.; Montanari, M., eds. *Histoire de l'alimentation*. Paris: Fayard, 295-304.

Monteleone, E.; Dinella, C., 2009. Italian meals. In: Meiselman, H.L., ed. *Meals in Science and Practice: Interdisciplinary Research and Business Applications*. Elsevier, 359-376.

Napolitano, F., 2009. Meat liking, animal welfare and consumer willingness to pay. *Italian Journal of Animal Science*, 8 (sup2): 469-476. <http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2009.s2.469>

Napolitano, F.; Braghieri, A.; Piasentier, E.; Favotto, S.; Naspetti, S.; Zanolì, R., 2010a. Effect of information about organic production on beef liking and consumer willingness to pay. *Food Quality and Preference*, 21 (2): 207-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2009.08.007>

Napolitano, F.; Girolami, A.; Braghieri, A., 2010b. Consumer liking and willingness to pay for high welfare animal-based products. *Trends in Food Science & Technology*, 21 (11): 537-543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tifs.2010.07.012>

Naska, A.; Fouskakis, D.; Oikonomou, E.; Almeida, M.D.V.; Berg, M.A.; Gedrich, K.; Moreiras, O.; Nelson, M.; Trygg, K.; Turrini, A.; Remaut, A.M.; Volatier, J.L.; Trichopoulou, A.; participants, D., 2006. Dietary patterns and their socio-demographic determinants in 10 European countries: data from the DAFNE databank. *European Journal of Clinical Nutrition*, 60 (2): 181-190. <http://dx.doi.org/10.1038/sj.ejcn.1602284>

National Statistics, 2015. *Family Food 2014*. London: National Statistics (Department for Environment food & Rural Affairs).

Ngapo, T.M.; Dransfield, E.; Martin, J.F.; Magnusson, M.; Bredahl, L.; Nute, G.R., 2004. Consumer perceptions: pork and pig production. Insights from France, England, Sweden and Denmark. *Meat Science*, 66 (1): 125-134. [http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740\(03\)00076-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740(03)00076-7)

Nichèle, V.; Andrieu, E.; Boizot-Szantai, C.; Caillavet, F.; Darmon, N., 2008. L'évolution des achats alimentaires: 30 ans d'enquêtes auprès des ménages en France. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 43 (3): 123-130. [http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960\(08\)73712-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960(08)73712-X)

Nicolas, F.; Valceschini, E.; Paillotin, G., 1995. Agro-alimentaire : une économie de la qualité. *Colloque : La qualité dans l'agro-alimentaire. Questions économiques et objets scientifiques*. SFER, Société Française d'Economie Rurale, Paris, 1992-10-25. INRA Editions/Economica, 433 p.

Nocella, G.; Hubbard, L.; Scarpa, R., 2010. Farm Animal Welfare, Consumer Willingness to Pay, and Trust: Results of a Cross-National Survey. *APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY*, 32 (2): 275-297. <http://dx.doi.org/10.1093/aep/p009>

Ortiz-Moncada, R.; Navarro, A.I.N.; Marti, A.Z.; Saez, J.F.; Blanes, M.C.D., 2012. Do the spanish university students follow mediterranean dietary patterns? *Nutricion Hospitalaria*, 27 (6): 1952-1959. <http://dx.doi.org/10.3305/nh.2012.27.6.6091>

Ouedraogo, A.P., 1998. Manger « naturel » : Les consommateurs de produits biologiques. *Journal des anthropologues*, (74): 13-27.

Ouedraogo, A.P., 2005. Social crisis and crisis in food tastes: vegetarianism as an issue. A case study in Paris. *INRA Sciences Sociales*, 20 (3-4). http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/160499/2/iss05-3-4-2_eng.pdf

Ouedraogo, A.P., 2009. Les origines du végétarisme en Grande-Bretagne à la fin du XVIIIe siècle. *OCHA*. <http://www.lemangeur-ocha.com/texte/les-origines-du-vegetarisme-en-grande-bretagne-a-la-fin-du-xviiiie-siecle/>

Özcaglar-Toulouse, N., 2009. Quel sens les consommateurs responsables donnent-ils à leur consommation ? Une approche par les récits de vie. *Recherche et applications en marketing*, 24 (3): 3-23. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=22031696>

Padilla Bravo, C.; Cordts, A.; Schulze, B.; Spiller, A., 2013. Assessing determinants of organic food consumption using data from the German National Nutrition Survey II. *Food Quality and Preference*, 28 (1): 60-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodqual.2012.08.010>

Padilla, M., 2008. Dietary patterns and trends in consumption. In: Hervieu, B., ed. *Mediterra 2008. The future of agriculture and food in Mediterranean countries*. Paris: Presses de Sciences-Po, 149-170.

Paillard, S.; Treyer, S.; Dorin, B., 2010. *Agrimonde: Scenarios and Challenges for Feeding the World in 2050*. Versailles: Quae éditions, Springer.

Panagiotakos, D.B.; Pitsavos, C.; Chrysohou, C.; Risvas, G.; Kontogianni, M.D.; Zampelas, A.; Stefanadis, C., 2004. Epidemiology of overweight and obesity in a Greek adult population: the ATTICA Study. *Obesity Research*, 12 (12): 1914-1920. <http://dx.doi.org/10.1038/oby.2004.239>

Papanagiotou, P.; Tzimitra-Kalogianni, I.; Melfou, K., 2012. Pork quality in the eye of the Greek consumer. *British Food Journal*, 114 (4-5): 647-660. <http://dx.doi.org/10.1108/00070701211220945>

Papanagiotou, P.; Tzimitra-Kalogianni, I.; Melfou, K., 2013. Consumers' expected quality and intention to purchase high quality pork meat. *Meat Science*, 93 (3): 449-454. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2012.11.024>

Perez-Gallardo, L.; Gomez, T.M.; Marzo, I.B.; Pascual, M.A.F.; Calle, E.M.; Dominguez, R.R.; Ferrer, C.N.; Camara, F.N., 2015. Diet quality in college students with different academic profile. *Nutricion Hospitalaria*, 31 (5): 2230-2239. <http://dx.doi.org/10.3305/nh.2015.31.5.8614>

Petrovici, D.A.; Ritson, C.; Ness, M., 2005. Exploring disparities and similarities in European food consumption patterns (English). *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (75): 23-49. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fcs&AN=17147290&lang=fr&site=ehost-live>

Plessz, M.; Dubuisson-Quellier, S.; Gojard, S.; Barrey, S., 2014. How consumption prescriptions affect food practices: Assessing the roles of household resources and life-course events. *Journal of Consumer Culture*: 1469540514521077. <http://dx.doi.org/10.1177/1469540514521077>

Plessz, M.; Gojard, S., 2015. Fresh is Best? Social Position, Cooking, and Vegetable Consumption in France. *Sociology*, 49 (1): 172-190. <http://dx.doi.org/10.1177/0038038514521715>

Pnns, 2016a. Les 9 repères. <http://www.mangerbouger.fr/Les-9-reperes> [consulté:

Pnns, 2016b. Recommandations pour la prévention primaire des cancers. http://www.mangerbouger.fr/pro/IMG/pdf/Pr_ventionPrimaireCancers.pdf [consulté:

Popkin, B.M., 1993. Nutritional Patterns and Transitions. *Population And Development Review*, 19 (1): 138-157. <http://dx.doi.org/10.2307/2938388>

Popkin, B.M., 2002. The shift in stages of the nutrition transition in the developing world differs from past experiences! *Public Health Nutrition*, 5 (1A): 205-214. <http://journals.cambridge.org/production/action/cjoGetFulltext?fulltextid=566928>

Popkin, B.M., 2006. Global nutrition dynamics: the world is shifting rapidly toward a diet linked with noncommunicable diseases. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 84 (2): 289-298. <http://ajcn.nutrition.org/content/84/2/289.short>

Popkin, B.M.; Gordon-Larsen, P., 2004. The nutrition transition: worldwide obesity dynamics and their determinants. *International Journal of Obesity*, 28: S2-S9.
<http://www.nature.com/ijo/journal/v28/n3s/full/0802804a.html>

Porcher, J., 2004. *Bien-être animal et travail en élevage: textes à l'appui*. Dijon: Educagri éd., INRA éd. (*Sciences en partage*).

Porcher, J., 2011. *Vivre avec les animaux : Une utopie pour le XXI^e siècle*. La Découverte, 159 p.

Poulain, J.P., 1985. *Anthroposociologie de la cuisine et des manières de table*. Lille: Université de Paris VII, édité par l'ANRT de Lille (1987) (*Lille thèses*).

Poulain, J.P., 2002a. *Manger aujourd'hui attitudes, normes et pratiques*. Toulouse: Privat, 235 p.

Poulain, J.P., 2002b. *Sociologies de l'alimentation : les mangeurs et l'espace social alimentaire*. Paris: PUF Quadriges (*Sciences sociales et sociétés*).

Poulain, J.P., 2007. *L'Homme, le mangeur, l'animal : qui nourrit l'autre ?* Paris: Observatoire Cidil des habitudes alimentaires, 47 p.

Poulain, J.P., 2009. *Sociologie de l'obésité*. Paris: Presses universitaires de France (*Sciences sociales et sociétés*).

Poulain, J.P., 2012. Modèle alimentaire. *Dictionnaire des cultures alimentaires*. Paris: Presses Universitaires de France, 881-888.

Poulain, J.P., 2013. Affirmation des particularismes individuels et évolution des modèles alimentaires. In: Fischler, C., ed. *Les alimentations particulières : mangerons-nous encore ensemble demain ?* Paris: Odile Jacob, 247-259.

Prattala, R.; Paalanen, L.; Grinberga, D.; Helasoja, V.; Kasmel, A.; Petkeviciene, J., 2007. Gender differences in the consumption of meat, fruit and vegetables are similar in Finland and the Baltic countries. *European Journal of Public Health*, 17 (5): 520-525. <http://dx.doi.org/10.1093/eurpub/ckl265>

Prigent-Simonin, A.H.; Hérault-Fournier, C., 2012. *Au plus près de l'assiette : pérenniser les circuits courts alimentaires*. Versailles, Dijon: Éditions Quae, Educagri éditions (*Sciences en partage*).

Psaltopoulou, T.; Kyrozi, A.; Stathopoulos, P.; Trichopoulos, D.; Vassilopoulos, D.; Trichopoulou, A., 2008. Diet, physical activity and cognitive impairment among elders: the EPIC-Greece cohort (European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition). *Public Health Nutrition*, 11 (10): 1054-1062.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1368980007001607>

Raude, J., 2008. *Sociologie d'une crise alimentaire : les consommateurs à l'épreuve de la maladie de la "vache folle"*. Paris: Ed. Tec et Doc (SRD. Série Innovations).

Recours, F.; Hébel, P., 2006. *Les Populations modestes ont-elles une alimentation déséquilibrée ?* Paris: CREDOC.

Régnier, F., 2011. La perception des messages de santé par les populations défavorisées. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 46 (4): 206-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cnd.2011.02.005>

Régnier, F.; Lhuissier, A.; Gojard, S., 2006. *Sociologie de l'alimentation*. Paris: La Découverte (Repères Maspero).

Régnier, F.; Masullo, A., 2009. Obésité, goûts et consommation. *Revue française de sociologie*, 50 (4): 747-773. http://www.cairn.info/article.php?ID_ARTICLE=RFS_504_0747

Richter, A.; Heidemann, C.; Schulze, M.B.; Roosen, J.; Thiele, S.; Mensink, G.B.M., 2012. Dietary patterns of adolescents in Germany - Associations with nutrient intake and other health related lifestyle characteristics. *Bmc Pediatrics*, 12: Art. n°35. <http://dx.doi.org/10.1186/1471-2431-12-35>

Robinson, S.; Syddall, H.; Jameson, K.; Batelaan, S.; Martin, H.; Dennison, E.M.; Cooper, C.; Sayer, A.A.; Hertfordshire Study, G., 2009. Current patterns of diet in community-dwelling older men and women: results from the Hertfordshire Cohort Study. *Age and Ageing*, 38 (5): 594-599. <http://dx.doi.org/10.1093/ageing/afp121>

Rodriguez-Bernal, C.L.; Ramon, R.; Quiles, J.; Murcia, M.; Navarrete-Munoz, E.M.; Vioque, J.; Ballester, F.; Rebagliato, M., 2013. Dietary intake in pregnant women in a Spanish Mediterranean area: as good as it is supposed to be? *Public Health Nutrition*, 16 (8): 1379-1389. <http://dx.doi.org/10.1017/s1368980012003643>

Röös, E.; Ekelund, L.; Tjarnemo, H., 2014. Communicating the environmental impact of meat production: challenges in the development of a Swedish meat guide. *Journal of Cleaner Production*, 73: 154-164. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.037>

Röös, E.; Patel, M.; Spångberg, J.; Carlsson, G.; Rydhmer, L., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>

Saillant, F.; Boulianne, M., 2003. *Transformations sociales, genre et santé: perspectives critiques et comparatives*. Saint-Nicholas (Québec), Paris: Presses de l'Université Laval, l'Harmattan (*Sociétés, cultures et santé*).

Säll, S.; Gren, I.M., 2015. Effects of an environmental tax on meat and dairy consumption in Sweden. *Food Policy*, 55: 41-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.05.008>

Sanjuán, A.I.; Resano, H.; Zeballos, G.; Sans, P.; Panella-Riera, N.; Campo, M.M.; Khliji, S.; Guerrero, A.; Oliver, M.A.; Sañudo, C.; Santolaria, P., 2012. Consumers' willingness to pay for beef direct sales. A regional comparison across the Pyrenees. *Appetite*, 58 (3): 1118-1127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2012.03.001>

Sans, P.; Sanjuán-López, A.I., 2015. Beef animal welfare, attitudes and Willingness to Pay: A regional comparison across the Pyrenees. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13 (3): 1-14. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015133-7273>

Santich, B.J., 2014. Beef consumption: historical overview, recent trends and contemporary attitudes. In: Kahn, L., ed. *Beef Cattle Production and Trade*. Csiro, 1-16.

Sarasua, C., 2001. Upholding Status: The Diet of a Noble Family in Early Nineteenth-Century La Mancha. In: Scholliers, P., ed. *Food, drink and identity*. Oxford/New York: Berg, 37-62.

Sausenthaler, S.; Standl, M.; Buyken, A.; Rzehak, P.; Koletzko, S.; Bauer, C.P.; Schaaf, B.; von Berg, A.; Berdel, D.; Borte, M.; Herbarth, O.; Lehmann, I.; Kramer, U.; Wichmann, H.E.; Heinrich, J.; Grp, G.I.S.; Grp, L.I.S., 2011. Regional and socio-economic differences in food, nutrient and supplement intake in school-age children in

Germany: results from the GINIplus and the LISAPLUS studies. *Public Health Nutrition*, 14 (10): 1724-1735. <http://dx.doi.org/10.1017/s1368980010003575>

Sepulveda, W.S.; Maza, M.T.; Mantecon, A.R., 2013. Information demanded by consumers: new issues in voluntary beef labelling. *Acta Alimentaria*, 42 (2): 135-142. <http://dx.doi.org/10.1556/AAlim.42.2013.2.2>

Serra-Majem, L.; Ribas, L.; Ngo, J.; Ortega, E.; Garcia, A.; Perez-Rodrigo, C.; Aranceta, J., 2004a. Food, youth and the Mediterranean diet in Spain. Development of KIDMED, Mediterranean Diet Quality Index in children and adolescents. *Public Health Nutrition*, 7 (7): 931-935. <http://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=574184&fileId=S136898000400117X>

Serra-Majem, L.; Trichopoulou, A.; de la Cruz, J.N.; Cervera, P.; Álvarez, A.G.; La Vecchia, C.; Lemtouni, A.; Trichopoulos, D., 2004b. Does the definition of the Mediterranean diet need to be updated? *Public Health Nutrition*, 7 (07): 927-929. <http://dx.doi.org/10.1079/phn2004564>

Siounandan, N.; Hébel, P.; Colin, J., 2014. *En marge de la crise: émergence d'une frugalité choisie*. Paris: CREDOC (*Consommation et modes de vie*).

Smith, A.; Emmett, P.M.; Newby, P.K.; Northstone, K., 2011. A comparison of dietary patterns derived by cluster and principal components analysis in a UK cohort of children. *European Journal of Clinical Nutrition*, 65 (10): 1102-1109. <http://dx.doi.org/10.1038/ejcn.2011.96>

Solér, C.; Plazas, M.C., 2012. Integration of ethnic food into Swedish food rituals. The cultural fitness of tacos. *Appetite*, 58 (3): 928-935. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2012.02.010>

Sorensen, B.T.; de Barcellos, M.D.; Olsen, N.V.; Verbeke, W.; Scholderer, J., 2012. Systems of attitudes towards production in the pork industry. A cross-national study. *Appetite*, 59 (3): 885-897. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2012.08.021>

Stanziani, A., 2005. *Histoire de la qualité alimentaire : XIXe-XXe siècle*. Paris: Seuil (*Liber*).

Stelmach, W.; Kaczmarczyk-Chałas, K.; Bielecki, W.; Drygas, W., 2004. The impact of income, education and health on lifestyle in a large urban population of Poland (Cindi programme). *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 17 (3): 393-401.

Stephens, N.; Ruivenkamp, M., 2016. Promise and Ontological Ambiguity in the In vitro Meat Imagescape: From Laboratory Myotubes to the Cultured Burger. *Science as Culture*, 25 (3): 327-355. <http://dx.doi.org/10.1080/09505431.2016.1171836>

Stuart, T., 2008. *The bloodless revolution: a cultural history of vegetarianism from 1600 to modern times*. New York: W.W. Norton & Co.

Thane, C.W.; Walmsley, C.M.; Bates, C.J.; Prentice, A.; Cole, T.J., 2000. Risk factors for poor iron status in British toddlers: further analysis of data from the National Diet and Nutrition Survey of children aged 1.5-4.5 years. *Public Health Nutrition*, 3 (4): 433-440. <http://dx.doi.org/10.1017/s1368980000000501>

Tjarnemo, H.; Sodahl, L., 2015. Swedish food retailers promoting climate smarter food choices-Trapped between visions and reality? *Journal of Retailing and Consumer Services*, 24: 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jretconser.2014.12.007>

Touvier, M.; Kesse-Guyot, E.; Méjean, C.; Estaquio, C.; Péneau, S.; Hercberg, S.; Castetbon, K., 2010. Variations in compliance with recommendations and types of meat/seafood/eggs according to sociodemographic and socioeconomic categories. *Annals of Nutrition and Metabolism*, 56 (1): 65-73. <http://dx.doi.org/10.1159/000271469>

Trichopoulou, A.; Naska, A.; Costacou, T.; Group, D.I., 2002. Disparities in food habits across Europe. *Proceedings of the Nutrition Society*, 61 (4): 553-558.

Turrini, A.; Saba, A.; Perrone, D.; Cialfa, E.; D'Amicis, A., 2001. Food consumption patterns in Italy: the INN-CA Study 1994-1996. *European Journal of Clinical Nutrition*, 55 (7): 571-588. <http://dx.doi.org/10.1038/sj.ejcn.1601185>

van Kleef, E.; Frewer, L.J.; Chrysoschoidis, G.M.; Houghton, J.R.; Korzen-Bohr, S.; Krystallis, T.; Lassen, J.; Pfenning, U.; Rowe, G., 2006. Perceptions of food risk management among key stakeholders: Results from a cross-European study. *Appetite*, 47 (1): 46-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2006.02.002>

Vasdekis, V.; Stylianou, S.; Naska, A., 2001. Estimation of age- and gender-specific food availability from household budget survey data. *Public Health Nutrition*, 4 (5b): 1149-1151. <http://dx.doi.org/10.1079/phn2001206>

Verbeke, W.; Sans, P.; Van Loo, E.J., 2015. Challenges and prospects for consumer acceptance of cultured meat. *Journal of Integrative Agriculture*, 14 (2): 285-294. [http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60884-4](http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60884-4)

Vialles, N., 1987. *Le sang et la chair : les abattoirs des pays de l'Adour*. Paris: Éd. de la Maison des sciences de l'homme (*Ethnologie de la France*, ISSN 0758-5888 ; 8).

Vialles, N., 1988. La viande ou la bête. *Terrain*, (10): 86-96. <http://dx.doi.org/10.4000/terrain.2932>

Vialles, N., 1998. Toute chair n'est pas viande. *Études rurales*, 147 (1): 139-149.

Vialles, N., 2007. Des invariants du régime carné. In: Poulain, J.-P., ed. *L'homme, le mangeur, l'animal : qui nourrit l'autre?* Paris: OCHA, 197-206.

von Post-Skagegard, M.; Samuelson, G.; Karlstrom, B.; Mohsen, R.; Berglund, L.; Bratteby, L.E., 2002. Changes in food habits in healthy Swedish adolescents during the transition from adolescence to adulthood. *European Journal of Clinical Nutrition*, 56 (6): 532-538. <http://dx.doi.org/10.1038/sj.ejcn.1601345>

Warde, A.; Martens, A., 2000. Last suppers. *Eating Out: Social Differentiation, Consumption and Pleasure*. Cambridge University Press ed. Cambridge: Cambridge University Press, 135-161. https://books.google.fr/books/about/Eating_Out.html?id=6VmyPKQhpriC&redir_esc=y

Westhoek, H.; Trudy, R.; van den Berg, M.; Janse, J.; Nijdam, D.; Reudink, M.; Stehfest, E., 2011. *The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf

Yates, L.; Warde, A., 2015. The evolving content of meals in Great Britain. Results of a survey in 2012 in comparison with the 1950s. *Appetite*, 84 (1): 299-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2014.10.017>

Zazpe, I.; Marques, M.; Sanchez-Tainta, A.; Rodriguez-Mourille, A.; Beunza, J.J.; Santiago, S.; Fernandez-Montero, A., 2013. Eating habits and attitudes towards change in spanish university students and workers. *Nutricion Hospitalaria*, 28 (5): 1673-1680. <http://dx.doi.org/10.3305/nh.2013.28.5.6553>

5.7. Contribution des filières animales à la valeur ajoutée

5.7.1. Introduction

La valeur créée dans les filières animales dépend de l'habilité des acteurs à se coordonner dans les filières. L'organisation des filières va agir sur la performance globale de la filière. La valeur issue de la commercialisation des produits animaux va ainsi dépendre de la coordination des acteurs. L'objectif global de la filière est donc en premier lieu de créer le plus de valeur possible (maximiser le surplus ou gâteau total) en réduisant les coûts globaux de production et de transaction ou en répondant mieux aux attentes des consommateurs en termes de variété, prix et qualité des produits offerts. Cependant la création de valeur dans les filières peut se faire au bénéfice qu'un nombre limité d'acteurs. Il convient ainsi de déterminer comme la valeur créée est répartie entre les différents acteurs de la filière (éleveurs, abatteurs, distributeurs, consommateurs). Enfin, la création globale de valeur va également dépendre de son partage. Pour analyser la création de valeur et son partage, il faut pouvoir comprendre l'organisation des filières et comment elle pèse sur les stratégies de production et de prix. Dans les filières animales et plus généralement dans les filières agroalimentaires, l'organisation se caractérise par un système pyramidal avec de très nombreux éleveurs, un nombre d'entreprise de transformation (y compris abattage) plus limité et un circuit de distribution beaucoup plus concentré avec des distributeurs ayant un rôle d'interface important entre les producteurs de produits finis et les consommateurs. Pour comprendre la formation des prix et des marges dans les filières animales, il convient donc d'analyser en plus du rôle des politiques publiques, les comportements et les liens verticaux aux différents maillons de la filière et comment ils interagissent avec les préférences des consommateurs.

Il convient ainsi d'évaluer si oui ou non l'aval de la filière (distributeurs mais également grande compagnie agroalimentaires) peut effectivement bénéficier d'un pouvoir de marché sur l'amont et/ou l'aval et s'il est en mesure ou non de l'exercer. Il peut y avoir un pouvoir de marché effectivement exercé en aval lorsque le nombre d'acheteurs potentiels sur le marché aval est faible et qu'il existe une disproportion significative entre le nombre d'acheteurs et de vendeurs. Cependant, même si le marché peut apparaître concurrentiel, il existe des situations où les entreprises peuvent tout de même exercer du pouvoir de marché. C'est le cas par exemple si il est très coûteux pour les agriculteurs de trouver des débouchés alternatifs pour leur production (étant donné la zone géographique du marché d'approvisionnement ou dans le cas où la production est spécifique (coût de recherche, coût de négociation, coût d'investissement et de temps, etc.) par exemple. Il ressort de la littérature que l'ampleur du pouvoir de marché en aval va dépendre de nombreuses caractéristiques du marché et du produit sur le marché agricole : spécificité de l'input agricole, taille du marché, existence ou non d'interactions directes avec plusieurs acheteurs sur le marché.

Si la littérature portant sur l'analyse plus spécifique des filières animales est peu développée (cette littérature est synthétisée dans cette section), l'apport de l'économie industrielle nous donne cependant certains éléments de réponse sur les effets d'un éventuel pouvoir de marché en aval de la filière.

La littérature économique sur le pouvoir d'achat montre qu'il n'est pas toujours mauvais du point de vue de l'efficacité économique d'avoir un pouvoir de marché à l'aval de la filière. Si les entreprises aval ont un pouvoir de marché sur les agriculteurs mais se concurrencent assez fortement sur le marché aval (produit final de consommation), un tel pouvoir d'achat permet de diminuer les coûts d'approvisionnement en diminuant les prix de l'input agricole et cette baisse de prix d'approvisionnement sera répercutée aux consommateurs, ce qui est bénéfique d'un point de vue de l'efficacité économique. En revanche, si les entreprises exercent un pouvoir de marché sur le marché aval, le pouvoir d'achat combiné au pouvoir de marché en aval se traduit par

une baisse du prix payé aux agriculteurs mais cette baisse n'est pas répercutée aux consommateurs. Dans ce cas, plus les entreprises exercent un contrôle sur le marché aval et plus les effets du pouvoir d'achat seront néfastes pour l'économie puisque les entreprises pourraient alors bénéficier d'un transfert de surplus provenant à la fois du producteur et des consommateurs. Selon les modes de coordination verticale (marché spot, contrats et termes du contrat, etc.) entre les acteurs, le résultat peut être ambigu. Par exemple, si l'amont est aussi très concentré (grosse coopérative ou industrie) et que la négociation porte sur un tarif linéaire (contrat portant sur le prix de gros), à la fois l'entreprise amont et l'entreprise aval tenteront d'établir des prix qui leur procurent chacun un profit de monopole (aussi connu comme problème de double marginalisation), ce qui n'est pas souhaitable pour l'économie.

Les termes du contrat négociés et l'organisation du marché apparaissent donc comme un élément essentiel dans l'analyse de la formation des prix et de valeur. De plus, ils vont également avoir de fortes répercussions sur la qualité des produits offerts, la variété des produits et de manière plus générale sur les incitations à innover en amont de la filière.

Dans cette section, nous synthétisons la littérature portant sur l'impact des interventions de politique publique sur la formation des prix, la valeur ajoutée et la transmission des prix dans les filières, les préférences des consommateurs et leur propension à payer pour différents attributs des produits animaux et les stratégies des entreprises en termes de différenciation des produits.

5.7.2 Politique publique et formation des prix

Le rôle des politiques agricoles dans les filières animales est très différent d'un secteur animal à l'autre. Alors que des marchés ont été historiquement soutenus par la puissance publique (lait – bovin), le soutien public a été plus limité dans d'autres secteurs tels que les secteurs porcins ou avicoles. Dans ces secteurs, d'autres caractéristiques du fonctionnement du marché ont déterminées la formation des prix.

Politique de soutien des prix

- Filière laitière :

Il existe une littérature bien fournie sur la politique laitière en Europe, au Canada et aux Etats-Unis. Aux Etats-Unis, la littérature porte plus particulièrement sur le système des Milk Marketing Orders (Cox and Chavas, 2001). Cette réglementation consiste à discriminer les prix en payant un prix du lait plus élevé pour la production de lait liquide (Grade A) par rapport à celui utilisé pour la transformation (Grade B). Seul le lait de Grade A produit à la ferme est éligible pour le lait liquide. Le prix étant plus élevé pour le lait liquide, cette réglementation est essentiellement financée par les consommateurs de lait liquide. Il convient toutefois de noter que le lait liquide est un produit pour lequel la demande est inélastique, c'est-à-dire que la quantité consommée réagit peu à une variation de prix. L'impact d'une augmentation de prix sur le changement de consommation est donc limité. Le revenu engendré par cette politique est redistribué aux producteurs (*revenue pooling*) et permet ainsi d'augmenter le prix moyen payé aux producteurs de lait. L'augmentation du prix moyen du lait a pour effet en retour d'augmenter la production de lait et donc le surplus des producteurs. Ahn et Sumner ont montré que le gain pour les producteurs restait toutefois inférieur au gain qu'ils auraient obtenu en situation de monopole sur le marché et qu'il reflétait plutôt une situation où les producteurs avaient un poids plus faible par rapport aux consommateurs qu'une situation où le profit des producteurs serait maximal (Ahn and Sumner, 2009).

Le prix du lait utilisé pour la transformation (fromage, poudres de lait, beurre, etc.) est plus faible via le mécanisme des Marketing Orders. Il est ainsi indirectement subventionné par ce mécanisme. Il a été montré

également dans la littérature que la politique de Marketing Orders a conduit à une qualité excessive du lait produit. En effet, en augmentant le premium payé au lait de Grade A, cette politique a encouragé les producteurs de lait à produire du lait de grade A dont une partie a trouvé des débouchés dans la production de produits transformés (Balagtas *et al.*, 2007).

En Europe, la politique laitière a permis le soutien des prix de marché du lait et des produits laitiers jusqu'en 2007. Puis la baisse des prix d'intervention et des subventions à l'exportation et l'augmentation graduelle des quotas ont progressivement réduit le prix du lait aux producteurs (baisse partiellement compensée par une aide directe). Ces réformes se sont accompagnées d'une baisse rapide du nombre d'exploitations laitières, au rythme de 5 % par an sur la précédente décennie (Chatellier *et al.*, 2013). De nombreuses études ont analysé l'impact de réformes des politiques laitières et notamment d'une suppression des quotas laitiers et leurs impacts sur le prix du lait et sur le prix des produits transformés (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2008a). Ces études montrent que l'augmentation de la production de lait se traduit par une augmentation importante des exportations nettes de l'UE sur le marché mondial, qui à son tour peut créer une forte pression à la baisse sur les prix mondiaux. L'impact évalué de la réforme des quotas laitiers pour les producteurs de lait est négatif et important car la baisse des prix n'est pas compensée par une augmentation suffisante de la production laitière. Dans l'ensemble, la réforme conduit essentiellement à un transfert de surplus des producteurs vers les consommateurs et le gain pour l'UE est positif mais très faible. De plus, la baisse du prix est différente d'un produit laitier à l'autre et les effets sont plus importants pour les produits industriels que sur les produits frais. La filière laitière dispose néanmoins d'atouts économiques importants : « une consommation élevée de produits laitiers par habitant et par an soutenue par une exceptionnelle variété de produits transformés ; une grande diversité de modèles techniques issue d'une adaptation historique des exploitations aux conditions du milieu naturel (relief, climat, potentiel agronomique) ; un potentiel de développement de la production du fait de la faible densité de population dans de nombreuses zones d'élevage, de l'abondance des surfaces fourragères et des substitutions envisageables entre productions ; une amélioration des connaissances scientifiques et des savoir-faire technologiques dans les entreprises ; la présence de firmes leaders à l'international » (Chatellier *et al.*, 2013).

Enfin, le mouvement de libéralisation des marchés laitiers s'est accompagné d'une augmentation de la volatilité des prix. Pour rééquilibrer le rapport de force dans les filières laitières, le paquet lait a proposé des dispositions qui introduisent des dérogations aux règles de la libre concurrence : Le droit pour les éleveurs de se regrouper en organisations de producteurs pour négocier collectivement les termes des contrats, le droit à la contractualisation pour les éleveurs, La reconnaissance aux seules AOP/IGP du droit de réguler l'offre de lait (You, 2015). Les effets de ces nouvelles dispositions sur le secteur laitier n'ont pas encore été suffisamment étudiés.

- Filière porcine :

Le soutien politique à la filière porcine porte principalement sur la protection aux frontières de l'Union Européenne (Antoine *et al.*, 2015). Dans le passé, les producteurs ont bénéficié de restitutions aux exportations. Elles ont servi d'outil de gestion de crise mais n'ont plus été utilisées depuis 2008. Des droits de douane protègent également le marché communautaire. Dans ce secteur, les barrières non tarifaires (statut sanitaire des troupeaux, agréments des abattoirs, interdiction des hormones de croissance) jouent un rôle important. En complément, des aides au stockage privé peuvent aussi être accordées en cas de crise. Cependant, de forts différentiels de prix existent entre les pays de l'Union Européenne.

En France, la production de porc est mise sur le marché à travers des groupements de producteurs et à un prix fixé par le Marché du Porc Breton (MPB)²⁶⁴ aussi appelé marché au Cadran. Les règles de fonctionnement de ce

²⁶⁴ <http://www.marche-porc-breton.com/>

marché font l'objet d'une convention commerciale interprofessionnelle qui porte notamment sur le plafonnement des variations des prix et les conditions de paiement des porcs.

- Filière avicole

La filière avicole a bénéficié d'un soutien limité de la politique agricole commune. De ce fait, dans ce secteur plus que dans d'autres, les contrats constituent une forme de coordination largement répandue dans l'Union Européenne (France, Allemagne, Italie, UK). En France, les contrats de production concernent 98 % des volailles livrées en 2008. Les organisations de production organisent fortement la production et coordonnent l'action des différents maillons (Magdelaine *et al.*, 2015). Elles ont essentiellement pour rôle de mettre en œuvre les stratégies d'approvisionnement en intrants, de planification de la production et d'incitation à la performance. En termes de contrats, Les contrats coopératifs sont les plus représentés en volailles de chair (59 % des éleveurs, 56 % des surfaces enquêtées) suivi par les contrats d'intégration (30% des éleveurs et 35% des surfaces).

- Filières bovines, ovines et caprines

Les exploitations de viande bovine et de viande ovine bénéficient d'aides directes allouées au travers des primes animales ou des Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels (ICHN). Le bilan de santé de la PAC de 2009 (nouvelle prime couplée à la brebis) a réorienté les soutiens budgétaires en faveur des productions animales et des élevages les moins soutenus et notamment de la production ovine afin de rééquilibrer les revenus des élevages ovins mais aussi caprins et dans une moindre mesure bovins viande et bovin laitiers (Chatellier *et al.*, 2010).

Autres interventions

En 1999, Le Livestock Mandatory Price Reporting Act (MPRA)²⁶⁵ a rendu obligatoire la déclaration des données sur les transactions entre éleveurs et abatteurs (dont les prix moyens payés aux éleveurs) de manière à rendre les marchés plus transparents. En rendant publique l'information sur les prix, l'objectif était d'accroître la concurrence entre les abatteurs qui pouvaient potentiellement exercer un pouvoir de marché sur les éleveurs et ce pour le bénéfice des éleveurs. L'impact du MPRA a beaucoup été étudié dans la littérature. Les résultats des modèles théoriques sont contradictoires sur le fait que cette réglementation soit bénéfique ou non pour les éleveurs selon les hypothèses de concurrence entre les abatteurs. Certaines études empiriques ont même conclu que cette réglementation pouvait augmenter le pouvoir de marché des abatteurs (voir (Boyer and Brorsen, 2013) pour une revue exhaustive de la littérature sur ce sujet). La réglementation peut cependant réduire le bruit dans le signal des prix à la fois pour les acheteurs et les vendeurs et ainsi bénéficier aux éleveurs. Ces derniers bénéficient à la fois d'une concurrence accrue entre les abatteurs (en fournissant à ces derniers plus d'information) et d'un choix de prix de réserve plus pertinent du fait qu'ils ont eux-mêmes plus d'information sur les prix.

Conclusion :

²⁶⁵ www.meat institute.org/ht/a/GetDocumentAction/i/7258

La politique agricole a assuré pendant de nombreuses années le soutien aux revenus des agriculteurs à travers le soutien des prix agricoles. Cependant, suite aux nombreuses réformes de la PAC (Agenda 2000, réforme de 2003, bilan de santé de la PAC en 2008), le soutien des prix agricoles dans l'UE a progressivement diminué et la PAC est maintenant plus orientée vers le marché. La disparition de ces mécanismes de soutien a rendu les prix des produits agricoles ainsi que le revenu des agriculteurs plus sensibles aux fluctuations de marché dans l'UE. Les effets portent plus spécifiquement sur les filières laitières qui ont historiquement été fortement soutenues par les pouvoirs publics. Ce contexte d'effritement et de volatilité des prix posent de nouvelles conditions pour les producteurs laitiers mais aussi pour l'ensemble des filières animales de l'UE. La contractualisation et les organisations de producteurs (OP) peuvent jouer un rôle important comme outil de gestion des prix agricoles, des rapports de force et de la performance dans les filières agricoles (voir (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2015)). Un nouvel accord de l'UE a d'ailleurs émergé dans ce sens (orientation pour la Politique Agricole en 2013) et vise en particulier à renforcer la position des agriculteurs dans la filière agroalimentaire et leur pouvoir de négociation. Il encourage les agriculteurs à se regrouper dans des OP et en leur conférant des règles spécifiques en matière de droit de la concurrence (notamment dans les secteurs du lait et de la viande bovine) pour négocier des contrats au nom de l'ensemble de leurs membres. Pour déterminer si il convient ou non défavoriser le développement des OP, il conviendrait de mener des analyses plus poussées, qui n'existent pas à ce jour. Il faudrait tout d'abord évaluer si effectivement les OP peuvent permettre aux éleveurs de contrebalancer le pouvoir de marché exercé à l'aval de la filière (si un tel pouvoir de marché existe). Ce contrepouvoir de marché va dépendre du pouvoir de négociation de l'OP mais aussi des caractéristiques du marché (localisation de la production, existence de circuits alternatifs d'approvisionnement pour les industries, capacité à contrôler l'offre totale, existence ou non de barrière à l'entrée plus ou moins forte à long terme sur le marché) qui vont influencer le prix payé aux producteurs et plus généralement les termes du contrat. Il conviendrait également de développer des analyses permettant de mieux comprendre la capacité des OP à améliorer la performance économique (mais aussi environnementale) des filières.

Pour comprendre la formation des prix dans les filières animales, il convient donc de mieux comprendre le fonctionnement des marchés et en particulier d'analyser le rôle de la contractualisation sur les prix et la répartition des marges dans les filières. Il n'existe à l'heure actuelle aucune connaissance précise sur les contrats et autres formes de coordination dans les filières animales et plus généralement dans le secteur agricole au niveau de l'Union Européenne alors que ce chantier a été ouvert aux Etats-Unis depuis le début des années 2000. Il conviendrait de faire un état des lieux précis pour mieux comprendre comment ils jouent sur la formation des prix, sur la compétitivité des filières et en quoi un tel outil est préférable ou non à un marché spot et pour quels acteurs. Les contrats peuvent résoudre différentes imperfections de marché (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2015) telle que i) réduire les coûts de transaction liés aux échanges entre l'amont et l'aval de la filière, ii) gérer les risques d'offre, de demande ou de marché notamment en matière de volatilité des prix, d'approvisionnement ou de qualité de l'approvisionnement, iii) créer un mécanisme d'incitation (incitation à la performance, à la qualité, à l'adoption de techniques innovantes, à l'investissement, iv) répartir la valeur au sein de la filière. Cependant, ils ne sont pas une garantie. En effet, la filière française avicole par exemple a perdu en compétitivité globale depuis les débuts des années 2000 alors que les contrats sont largement utilisés (Magdelaine *et al.*, 2015). Le fonctionnement du marché au Cadran français a également fait débat récemment avec des prix payés aux éleveurs jugés insuffisants par ces derniers.

Le rapport de force dans les filières, leur fonctionnement et la manière dont ces contrats sont mis en place (clauses du contrat, initiateur du contrat, etc.) vont déterminer la capacité de ces contrats à résoudre ces imperfections. Dans la section suivante, nous dressons un état de l'art de la littérature portant sur ces questions.

5.7.3. Valeur ajoutée et transmission des variations de prix

En dehors des travaux théoriques en économie industrielle portant sur les relations verticales dans des contextes de marché en concurrence imparfaite, il n'existe que très peu d'analyses empiriques. Ces analyses portent essentiellement sur la transmission des prix et des chocs d'offre ou de demande sur la transmission des prix.

Valeur et transmission des prix dans les filières

Une variation de prix peut souvent être transmise de façon asymétrique entre les producteurs agricoles et le stade de distribution. Dans ce cas, les entreprises augmentent plus rapidement le prix lorsque les prix des inputs augmentent alors qu'elles réagissent plus lentement lorsque les prix des inputs diminuent. L'asymétrie dans la transmission est le résultat possible de l'exercice d'un pouvoir de marché par les industries agroalimentaires et/ou la grande distribution. Dans ce cas, la transmission d'une baisse des prix des inputs au niveau des exploitations agricoles peut être incomplète et engendrer des rentes pour les entreprises et potentiellement une perte de bien-être pour les consommateurs (McCorriston *et al.*, 2001).

Il existe de nombreuses analyses empiriques de la transmission des prix dans les filières animales mais ces dernières portent surtout sur les secteurs animaux aux Etats-Unis (*cf.* (Meyer and Cramon-Taubadel, 2004)) pour une revue de la littérature). Ces études réalisées pour la plupart dans les années 1990 et début des années 2000 montrent les faits suivants.

- Produits laitiers :

La transmission est asymétrique dans le cas des produits laitiers pour le beurre et le lait de consommation mais pas pour le fromage (Awokuse and Wang, 2009). Ce résultat a été retrouvé dans d'autres analyses portant sur d'autres secteurs agricoles. De plus, dans le cas du lait liquide, il a été montré qu'une augmentation de la concurrence entre entreprises aval pouvait réduire l'écart de prix entre le prix en amont et le prix en aval de la filière et qu'une régulation imposant un prix maximum sur le prix de détail du lait liquide (niveau établi au double du prix à la ferme) a réduit de façon significative l'asymétrie dans la transmission des prix à la ferme.

- Porc :

Les études menées aux Etats-Unis et au Canada ne sont pas concordantes. Si certaines études ne concluent pas à une asymétrie dans la transmission des prix ((Punyawadee *et al.*, 1991) par exemple), d'autres suggèrent une asymétrie à un choc sur le prix à tous les niveaux de la filière avec une réaction moins forte à une baisse des prix (Hahn, 1990). De plus, il semblerait que si les prix de gros s'ajustent de façon asymétrique à un choc de prix à la ferme, les prix de détail s'ajustent de façon asymétrique uniquement dans le cas de cycle de fréquence de prix faibles. En Europe, deux études (Allemagne et Suisse) suggèrent plutôt une asymétrie dans la transmission des prix (*cf.* (Abdulai, 2002 ; von Cramon-Taubadel, 1998)) alors que la transmission des prix sur le marché Hongrois semble plutôt symétrique (Bakucs and Fertő, 2005). Enfin, Serra *et al.* se sont intéressés à la transmission spatiale des prix du porc en Europe (Serra *et al.*, 2006). Ils montrent qu'un choc de prix se transmet spatialement en Europe sur ce marché mais que ces transmissions de prix sont asymétriques selon les échanges entre pays.

- Bovin :

Les résultats des analyses sur ce secteur sont contrastés. Alors que l'étude de Hahn (Hahn, 1990) suggère la présence d'asymétrie de production, d'autres études trouvent des résultats mixtes ou invalident la présence d'asymétrie (Goodwin and Holt, 1999). Il convient de noter qu'il n'existe pas d'étude sur le secteur bovin en Europe.

- Aviculture :

Très peu de travaux existent sur ce secteur dont une aux Etats-Unis (Bernard and Willett, 1996) et une en Allemagne (Appel, 1992). Aucune ne conclut à la présence d'asymétrie.

- Agneau :

Une seule étude (Ben-Kaabia and Gil, 2007) existe sur ce secteur et porte sur le marché espagnol. Cette étude montre que l'asymétrie dans la transmission existe sur le long terme mais pas sur le court terme.

On notera qu'il n'existe à notre connaissance aucune analyse sur la transmission des prix sur les marchés de la viande en France. Les seuls travaux existants sur la transmission des prix portent sur le secteur des fruits et légumes (Hassan and Simioni, 2004) où il a été montré que la transmission symétrique des baisses et des hausses des prix à l'expédition des tomates et des endives vers les prix au détail est aussi fréquente que la transmission asymétrique.

De ces différentes études, il ressort qu'il est difficile de conclure pourquoi et dans quels cas la présence de pouvoir de marché en aval de la filière implique qu'un changement de prix en amont ne se transmet pas totalement dans le prix final des produits. Il semblerait que les caractéristiques de la demande et donc les préférences des consommateurs, la structure de la filière (pouvoir d'oligopole et d'oligopsone) et les caractéristiques de la technologie de l'industrie (les rendements d'échelle croissants diminuent l'impact du pouvoir de marché alors que la présence de rendements d'échelle décroissants l'augmente) soient des facteurs déterminants (*cf.* (Wang *et al.*, 2006 ; Weldegebriel, 2004)). Pour comprendre la formation de valeur et la transmission de prix dans les filières animales, il convient donc de bien connaître l'organisation de la filière. Des travaux récents en France s'intéressent aux modes de coordination et d'organisation pour les filières avicoles (Magdelaine *et al.*, 2015) et laitières. Cependant, il n'existe pas de travaux sur la transmission des prix.

Transmission des chocs de coûts dans les filières

D'après France Agrimer, les coûts des aliments dans les coûts de production en France représentent respectivement 50 à 60% pour la volaille, 60% pour le porc et 15 à 50% pour les bovins. La part des céréales dans les aliments représente 63% pour la volaille, 55% pour le porc et 25-30% pour les bovins.

Selon les espèces, la répercussion des prix des céréales est donc variable. Le porc et la volaille sont les plus sensibles à une variation des prix des céréales. Une variation du prix des céréales peut également affecter l'élevage bovin lorsque les animaux sont engraisés. Ainsi FranceAgriMer estime qu'une hausse de 10% des prix des céréales augmenterait les coûts de production de 6 à 10% pour la volaille, 5 à 8% pour le porc et 2 à 6% pour les bovins.

La hausse des coûts peut ou non se répercuter sur le prix final au consommateur selon l'organisation de la filière et les rapports de force au sein de la filière. Par exemple, dans la filière de porc « frais », la matière première agricole représentait en moyenne sur 2000-2013, 41% du prix des produits de longe au détail en GMS. La variation du prix durant cette période a suivi mais de façon amortie celles du prix du porc entrée abattoir. L'abattage-découpe contribue pour moins de 9% en moyenne à la formation du prix au détail et cette part est en baisse de 2010 à 2013, ce maillon n'ayant pas transmis intégralement la hausse du prix de sa matière première dans le prix de ses livraisons à la grande distribution. Ainsi, au niveau du maillon abattage-découpe de porcs, la

hausse des coûts liée à l'augmentation des charges de matière première et non transmise intégralement dans les prix de vente, entraîne un résultat négatif de 2010 à 2013 dans le panel d'entreprises suivies par FranceAgriMer. En revanche sur la même période, La marge brute de la grande distribution représentait en moyenne 51% du prix au détail et paraît en légère hausse de 2010 à 2013 (Observatoire de la Formation des Prix et des Marges, dans (Antoine *et al.*, 2015)²⁶⁶).

La hausse des prix pour les consommateurs entraînera des substitutions entre les catégories de viande (ou vers des produits moins onéreux mais peut également entraîner une baisse de la consommation en faveur de produits moins onéreux (marque de distributeur ou marque économique) ou en faveur d'aliments non carnés. La réaction des consommateurs aux changements de prix est discutée dans la section suivante.

Impact d'une crise sanitaire sur la transmission des prix

Des chocs exogènes d'offre et de demande peuvent également affecter la transmission des prix. L'étude de Ben-Kaabia sur le marché de l'agneau montre par exemple que les distributeurs bénéficient des chocs d'offre et de demande (Ben-Kaabia and Gil, 2007). Dans le cas de l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB), Sanjuan et Dawson ont également montré que la crise de l'ESB avait induit une rupture structurelle de la transmission des prix du bœuf au Royaume-Uni mais pas des prix du porc et de l'agneau (Sanjuan and Dawson, 2003). L'étude de Lloyd *et al.* (Lloyd *et al.*, 2006) confirme ce résultat et montre qu'il existe une différence entre l'impact sur le prix pour les producteurs de viande et pour les distributeurs (impact multiplié par deux pour le prix à la ferme) et donc un impact sur la marge entre le prix de distribution et le prix à la ferme (voir aussi (Hassouneh *et al.*, 2010). Cette étude conclue donc à l'existence d'un pouvoir de marché au niveau de la distribution. Il semblerait par contre que les retraits de produits suite à un problème n'affectent pas les marges de prix (Capps *et al.*, 2013).

En terme de consommation, une étude canadienne a montré en analysant les dépenses des consommateurs après la découverte des trois premiers cas d'ESB en 2003 et 2005, que bien que les dépenses en viande bovine aient d'abord chuté après l'annonce des cas d'ESB, la consommation a ensuite repris. Par contre, la répétition de ces crises semble avoir eu une incidence sur les habitudes de consommation des ménages ayant une part des dépenses en viande élevée car leurs dépenses ont plus diminué que pour les autres ménages après l'annonce des deuxième et troisième cas (Ding *et al.*, 2013). Ces crises sembleraient en revanche avoir eu un effet positif pour les autres viandes. Par exemple, Jin et Kim ont montré empiriquement que la crise de l'ESB a significativement affecté l'industrie bovine aux Etats-Unis, les autres industries de viande en ont significativement bénéficié (Jin and Kim, 2008). L'étude de Leeming et Turner sur l'impact de la crise au Royaume-Uni confirme ce résultat et montre que cette crise a eu un effet positif et significatif sur le prix de l'agneau mais très peu d'impact sur le prix du porc (Leeming and Turner, 2004).

Pour restaurer la confiance des consommateurs pour les produits animaux, des standards privés ont été mis en place en Europe (Giraud-Heraud *et al.*, 2006). Les produits sont alors commercialisés par les distributeurs sous leur propre marque/label. La littérature montre que ces standards privés complètent les standards publics et qu'ils sont souvent plus restrictifs que les standards publics. Etant donné qu'ils impliquent la participation et la coopération des différents acteurs de la filière (amont agricole et entreprises de transformation), ils vont affecter les comportements économiques aux différents niveaux des filières, la concurrence entre acteurs économiques

²⁶⁶ Philippe BOYER, Fabien DJAOUT, Amandine HOURS p68-69 : Encadré. L'observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires et la production d'informations sur la transmission des prix et des coûts dans les filières animales : exemple en filière porcine In : Antoine *et al.*, 2015.

(y compris au niveau de la grande distribution) et donc le développement économique de l'ensemble des filières concernées (Giraud-Héraud *et al.*, 2012 ; Hammoudi *et al.*, 2009; Hayes *et al.*, 2004).

Les crises sanitaires ont également des effets économiques sur les exploitations concernées (pertes de productivité), sur les échanges internationaux mais aussi en termes d'emploi (voir (Rault *et al.*, 2011) pour une revue de la littérature). La littérature portant soit sur des analyses coût bénéfice ou sur des modèles d'équilibre prenant en compte des comportements des agents économiques montrent que les conséquences directes d'une maladie épidémique sont importantes pour le secteur agricole et mettent en avant l'importance de la mise en place de systèmes de gestion adaptés pour répondre à ces crises. Gohin et Rault ont plus particulièrement analysé l'impact sur le secteur agricole en Bretagne (France) (Gohin and Rault, 2013). Ils montrent à l'aide d'un modèle dynamique d'équilibre général calculable incluant à la fois le secteur de l'élevage et les industries alimentaires que les pertes économiques s'étalent sur plusieurs périodes et que les effets sur les secteurs amont et aval sont très différents.

Conclusion

Il ressort de la littérature, que les crises sanitaires peuvent avoir des impacts importants pour les filières animales au moins à court/moyen terme. Les standards de qualité peuvent être un outil pour lutter en partie contre les répercussions de ces crises sur les filières animales. En revanche, ils existent peu d'analyses portant sur le choix de standardisation (public/privé) et peu d'études analysent les répercussions sur l'ensemble des acteurs de la filière et sur les autres secteurs animaux.

5.7.4. Prix et arbitrage des consommateurs

Le changement des comportements de consommation est un levier important des pouvoirs publics en matière de durabilité. Or il semblerait que très peu de progrès aient été réalisés pour rendre les habitudes de consommation plus durables. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce constat. La raison avancée par Austgulen est qu'il existe une certaine confusion provenant du manque de consensus sur les problèmes environnementaux liés à la consommation de produits animaux et les bienfaits possibles d'une telle consommation (Austgulen, 2014). Ce manque de consensus est une barrière aux changements de comportement des consommateurs. Il convient également de noter que les comportements d'achat des consommateurs ne reflètent pas forcément leurs préférences en matière de politique publique. Par exemple, dans le cas de la consommation de viande et de lait issus de bétail cloné aux Etats-Unis, Brooks et Lusk ont montré que si l'analyse des choix privés individuels indiquaient un fort désir d'éviter la viande et le lait provenant de bétail cloné, l'analyse des choix publics prédisait que seulement 40,2% des consommateurs avaient une propension à payer positive pour une telle interdiction (Brooks and Lusk, 2010).

Les déterminants de la demande de viande et pour ses différents attributs de qualité fait l'objet d'une multitude d'articles scientifiques et d'une récente revue de la littérature (Schroeder *et al.*, 2011). Il ressort de cette revue de littérature trois faits majeurs. Premièrement, les méthodes d'analyse de la demande sont limitées et ne permettent pas d'expliquer les changements de consommation dans le temps. Deuxièmement, il est difficile de disposer de données fiables pour mener à bien ces analyses et notamment des données sur le prix réellement

payé par les consommateurs. Troisièmement, les déterminants de la demande sont nombreux et les variations de prix et de revenu ne sont pas suffisantes pour expliquer les changements de consommation dans le temps. D'autres facteurs peuvent influencer les décisions d'achat des consommateurs. La littérature a ainsi porté sur l'influence de différents attributs de qualité sur les achats des consommateurs. Dans cette section, nous synthétisons tout d'abord la réaction des consommateurs à un changement de prix puis nous synthétiserons la littérature portant sur les préférences des consommateurs pour différents attributs liés à la consommation de viande et la propension à payer pour ces attributs. Enfin, nous synthétisons la littérature portant sur l'impact de la consommation de viande sur l'environnement.

Réaction des consommateurs à un changement de prix

La littérature économique sur la réaction des consommateurs à une variation des prix a surtout porté sur les produits laitiers. En revanche, nous avons moins d'éléments sur les comportements d'achat pour les autres produits animaux en Europe. De même, les comportements de substitution entre produits animaux ou entre produits animaux et végétaux sont encore moins étudiés dans la littérature.

Deux types de données peuvent être utilisés dans les modèles de demande. Le plus souvent, des données de dépenses totales des ménages pour une catégorie de produits sont utilisées car il est plus aisé d'obtenir ce type de données dans les bases de données nationales. Dans ce cas, un système de demande peut être estimé pour différents agrégats d'une catégorie mais le niveau d'agrégation n'est pas très fin en général. Plus récemment, il devient plus fréquent d'avoir recours à des données de panel d'achat des ménages (données payantes) où l'on peut disposer des informations d'achat sur les produits à un niveau très fin (pour chaque marque) et dans chaque circuit de distribution. Par exemple nous disposons des données KANTAR en France ou GfK Panel Services en Allemagne. L'avantage de ces données est qu'elles permettent d'obtenir des informations détaillées sur les actes d'achat. En revanche, elles ne permettent pas d'analyser les comportements de consommation hors foyer (restauration, cantine, etc.). Il existe actuellement très peu d'analyses utilisant ce type de données mais le nombre d'analyses utilisant des données individuelles d'achat est en constante progression.

- Produits laitiers

La demande de produits laitiers en Europe, comme la demande de produits alimentaires de manière plus générale, est plutôt inélastique, suggérant une faible réaction de la demande à un changement de prix (voir (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2008b) ainsi que la revue de littérature qui est présentée dans cet article). Par exemple l'élasticité de la demande à une variation de prix est estimée à -0,15 pour le lait liquide et les yaourts, qui sont plus affectés par une tendance de consommation dans le temps mais elle est plus forte en valeur absolue pour les fromages dont l'élasticité varie entre 0,27 (fromage fondu) et 1,22 (pâtes demi cuites). En revanche, la demande semble plus réactive à une variation de revenu notamment pour le beurre et le fromage. Cette faible élasticité de la demande de produits laitiers peut également être observée aux Etats-Unis (voir (Andreyeva *et al.*, 2010) pour une revue de la littérature pour l'ensemble des produits alimentaires) avec une élasticité de demande d'une valeur de -0,59 pour le lait, -0,44 pour le fromage et -0,65 pour les autres produits laitiers.

- Autres produits animaux

Une méta-analyse portant sur l'élasticité des différents types de viande (Gallet, 2010) dans le monde montre que la consommation des différents types de viande est plutôt inélastique quel que soit le pays considéré. A partir des

différents articles considérés, cette étude prédit des élasticités prix variant entre -0,78 pour la viande de volaille à -1,62 pour l'agneau. Pour l'ensemble des viandes, l'élasticité est évaluée à -0,85 au niveau mondial, -0,88 pour l'Europe du Sud et -1,016 pour l'Europe du Nord. Ces valeurs sont confirmées par les travaux récents de Dong et al. portant sur des données d'achat de ménages aux Etats-Unis (Dong *et al.*, 2015). A partir de l'estimation d'un système de demande portant sur la viande et les poissons et crustacés, ils estiment des valeurs d'élasticités comprises entre -0,48 pour les poissons et crustacés et -0,75 pour le bœuf haché.

Des travaux sont en cours en Europe (France, Italie, Suède, etc.) dans le cadre du programme ERANET Susdiet pour tenter de mieux évaluer la sensibilité au prix des choix d'achat des ménages et l'impact en terme alimentaire et environnemental. Les résultats de premiers travaux en France (Bonnet *et al.*, 2016) qui incluent les produits de la mer et les plats préparés en plus des produits issus de la viande montrent également que les élasticités prix varient entre -0,89 et -1,11 et confirme ainsi la faible élasticité des produits issus la viande. Les ménages français semblent plus sensibles à un changement du prix des produits de type porc frais, saucisses, crustacés frais, pizzas et snacks, et moins sensibles à des changements de prix pour les produits issus du canard et du veau, produits en général plus onéreux et de plus haute qualité. Ces travaux montrent également que des substitutions ont lieu entre toutes les catégories de produits lorsque le prix d'un produit varie. Pour la plupart des produits, les reports les plus importants ont lieu surtout pour les autres produits d'une même catégorie de viande. Un autre résultat important est qu'en termes de part de marché, les reports vers les plats préparés et les produits végétaux sont importants et que parmi les produits de la viande, le porc bénéficie le plus des reports.

Une étude portant plus précisément sur les achats de produits porcins a été menée par (Bonnet *et al.*, 2015). Cette étude a également été conduite à partir des données d'achat des ménages KANTAR sur plusieurs morceaux de porc frais dans différents circuits de distribution et montre que les élasticités-prix s'échelonnent entre -3,4 et -5,6 et qu'elles sont plus fortes en hard discount et dans les circuits traditionnels (boucheries artisanales, marchés). Les reports de consommation varient selon les circuits mais s'orientent en grande partie vers d'autres produits carnés que le porc frais. Il convient de noter que ces élasticités sont plus fortes que dans les analyses précédentes car les choix d'achat portent sur des catégories très désagrégées de porc dans un circuit de distribution donné, les possibilités de substitution d'achat étant donc plus importantes.

Propensions à payer pour différents attributs de qualité des produits

Produits issus de l'agriculture biologique et attribut environnemental

Il existe de nombreuses analyses sur la consommation de lait issu de l'agriculture biologique. Ces études ont montré la sensibilité de la demande des consommateurs à l'introduction du lait bio dans les supermarchés (Glaser and Thompson, 2000). Les acheteurs sont plutôt des acheteurs aisés et bien éduqués (Alviola and Capps, 2010). Les consommateurs peuvent tirer différents bénéfices de l'introduction de produits issus de l'agriculture biologique en plus de la consommation de ces produits. L'introduction d'un produit accroît la variété des produits offerts aux consommateurs et augmente donc les choix possibles de produits pour les consommateurs. D'autre part, en augmentant le nombre de produits offerts sur le marché, l'introduction d'un nouveau produit va modifier l'état de la concurrence sur un marché donné. Ainsi, une étude américaine (Choi *et al.*, 2013) a montré que le bénéfice de l'introduction de lait bio représente 10% des dépenses totales en lait de ces consommateurs. Ce bénéfice est dû principalement à un effet prix (64% du bénéfice total) mais aussi à un effet variété (36% du bénéfice total). L'effet prix provient de la baisse des prix du lait conventionnel engendré par la concurrence avec les produits bio. Cette étude montre également que les consommateurs les plus aisés sont ceux qui retirent le bénéfice le plus élevé et que cette différence de bénéfice pour les plus aisés s'explique par le

bénéfice additionnel qu'ils retirent de l'effet variété alors que l'effet prix est similaire quelle que soit la tranche de revenu.

Les préférences des consommateurs diffèrent selon leur niveau de revenu mais également selon l'importance qu'ils accordent à l'attribut environnemental. Ainsi dans le cas des consommateurs de bœuf au Saskatchewan au Canada, Belcher *et al.* (Belcher *et al.*, 2007) comparent, à l'aide d'une enquête, les préférences des consommateurs selon qu'ils appartiennent ou non à un groupe environnementaliste (Saskatchewan Environmental Society) et montrent que les deux types de consommateurs sont prêts à payer pour certains attributs de qualité et d'environnement du bœuf mais qu'effectivement les consommateurs du groupe environnementaliste ont des préférences plus fortes pour ce type d'attributs. Cependant, le premium qu'ils sont prêts à payer reste faible (égal ou inférieur à 15%). Il ressort aussi de leur analyse que les consommateurs ne sont pas prêts à s'engager dans une relation contractuelle pour un bœuf ayant une meilleure qualité environnementale et sanitaire sauf si le premium de prix est nul ou faible.

Hormones de croissance

La propension à acheter de la viande de bœuf traité aux hormones est faible en Europe contrairement aux Etats-Unis (Lusk *et al.*, 2003). Une étude expérimentale conduite en Norvège (Alfnes and Rickertsen, 2003) montre par exemple que la majorité des consommateurs accepteraient de payer plus cher la viande sans hormone alors que 18% seraient indifférents et que seulement 10% achèteraient plutôt le bœuf traité aux hormones.

Bétail cloné

Les consommateurs américains seraient prêts à payer un prix additionnel plus élevé pour éviter le lait de vaches clonées soit un premium trois fois plus élevé que pour un lait bio ou sans BST (Brooks and Lusk, 2010).

Sécurité sanitaire

En général, les consommateurs attendent que les règles de sécurité sanitaire soient respectées pour l'ensemble des produits. Cependant, certains acteurs souhaitent communiquer leur engagement en matière de sécurité sanitaire à travers des standards privés ou des labels. Dans le cas du label 'Qualité et sécurité' (Q&S) en Allemagne portant sur les saucisses de foie (Enneking, 2004), ce label semble augmenter la propension à payer des consommateurs pour les différentes marques de saucisses mais l'impact semble plus important pour les marques premiums que pour les marques moins établies.

Bien-être animal

Les préférences des consommateurs pour l'attribut bien-être animal ont fait l'objet de nombreuses études. Un rapport d'expertise de l'Inra portant sur la douleur animale (Sabbagh and Le Neindre, 2013) a fait un état de l'art de cette littérature. Les conclusions de cet état de l'art sont ambiguës. D'une part, il ressort à partir des analyses des préférences sur la base d'enquêtes un consentement à payer positif et parfois non négligeable des consommateurs pour le bien-être animal. Il semblerait en revanche qu'il existe un écart entre déclaration et comportement d'achat et qu'aucune étude n'a pu conclure sur l'importance de cet attribut sur le comportement réel d'achat de produits animaux. De plus, il apparaît que les caractéristiques valorisées par les consommateurs soient plus des caractéristiques associées à des attributs de qualité du produit que réellement au bien-être animal (qualité sanitaire et gustative).

Origine du produit

L'origine du pays de provenance de la viande semble avoir un rôle dans le consentement à payer des consommateurs. Les analyses empiriques de la demande pour les produits animaux issus du pays d'origine versus importé semblent indiquer une préférence pour les produits provenant du pays d'origine. Les analyses menées sur les consommateurs européens s'accordent pour conclure que ces derniers sont prêts à payer un prix plus élevé pour la viande issue de leur pays d'origine (Alfnes, 2004; Alfnes and Rickertsen, 2003). Une des raisons est que les consommateurs identifient l'origine comme un gage de qualité et/ou de sécurité alimentaire (Loureiro and Umberger, 2007). On retrouve les mêmes résultats dans les analyses portant sur les consommateurs américains. Lim et al. montrent par exemple que même si les préférences des consommateurs sont très hétérogènes d'un consommateur à l'autre, il faudrait une baisse de prix de 1,09 \$ à 35,12 \$ la livre pour que les consommateurs substituent le steak canadien au steak américain (Lim *et al.*, 2013).

Le label IGP (Indication géographique protégée) peut conduire à un premium plus élevé mais peut aussi permettre de stabiliser les prix des produits sous label. C'est le cas par exemple, dans le cas du bœuf de Navarra produit sous IGP en Espagne (Bardaji *et al.*, 2009a).

La complémentarité entre origine du produit (produit local, régional, national ou importé) et les modes de production (telles que la production bio, élevage en liberté ou en cage) dans les préférences des consommateurs a été étudié à l'aide d'une méthodologie d'expérimentation des choix pour le secteur des œufs en Espagne. Si les consommateurs sont prêts à payer pour les deux types d'attribut, Gracia et al. ont identifié deux types de consommateurs (Gracia *et al.*, 2014). Pour ceux ayant une préférence pour l'origine (le plus important), ils ont montré que les attributs production bio et production locale sont complémentaires alors que pour ceux ayant une préférence pour les méthodes de production, l'élevage en plein air et l'attribut local ou régional semblent substitués.

Labels AOC/AOP et IGP

Comme cela a été souligné dans le chapitre 1, le nombre de produits AOC (Appellation d'Origine Contrôlée) ou AOP (Appellation d'Origine Protégée ; appellation européenne) est en constante augmentation en France comme en Europe. Les AOC sont fortement implantées dans le secteur fromager surtout. En France par exemple, le secteur fromager est le secteur comprenant le plus grand nombre de produits sous AOC après le vin. Il représente 11 % de la valeur des AOC en France et 91 % hors vin. C'est donc dans ce secteur que se focalise la littérature sur les préférences des consommateurs pour les produits sous AOP pour les produits animaux. Pour les autres produits animaux, les IGP (Indication Géographique Protégée) sont plus fréquentes. On trouve également des labels rouges notamment dans le cas de la volaille.

En plus de ces labels, les produits finaux peuvent aussi bénéficier de la présence d'une marque mise en place par les entreprises de transformation (marques nationales). De telles marques existent sur de nombreux produits laitiers (fromage, yaourts et desserts lactés, lait liquide notamment) mais aussi sur la viande transformée (jambon, charcuterie) ainsi que sur certains morceaux de viande fraîche. Cependant nombre de ces produits sont souvent produits sous marques de distributeur.

Il existe une littérature portant sur les produits laitiers et quelques produits animaux. Cette littérature analyse la propension à payer pour les labels mais également pour les marques nationales et marques de distributeur. De cette littérature, il ressort différentes conclusions.

Premièrement, il semblerait que les consommateurs aient une préférence pour les produits sous marque nationale par rapport à des produits ne portant pas de signe de qualité aussi appelé produits génériques (Bonnet and Simioni, 2001 ; Hassan and Monier-Dilhan, 2006).

Deuxièmement, il semblerait que les labels AOP /IGP peuvent effectivement créer de la valeur par rapport à des produits génériques. Ainsi, une méta-analyse sur 183 estimations portant sur différents produits alimentaires (Deselnicu *et al.*, 2013) conclut que les produits sous IGP et AOP bénéficient d'un premium de prix de 13,3% en moyenne (avec un écart-type de 24,6%). Sur l'ensemble des produits alimentaires, le premium de prix (en pourcentage) est le plus élevé pour les produits non transformés tels que les céréales et les produits frais. Suivent ensuite le fromage et les produits animaux devant le vin et l'huile d'olive. Enfin cette étude montre également que les IGP conduisent à un premium moins élevé que les AOP.

Troisièmement, il ressort que la propension à payer des consommateurs pour des produits vendus sous label IGP ou AOP dépendrait du niveau de qualité de ces produits. Ainsi, Loureiro and McCluskey ont considéré le cas de morceaux de viande bovine différenciés par leur qualité avec trois différents niveaux de qualité (qualité basse, qualité moyenne et qualité haute) (Loureiro and McCluskey, 2000). Ils ont montré que le label IGP était surtout valorisé par les consommateurs pour les morceaux de viande de qualité moyenne alors que pour des morceaux de plus haute qualité, le label IGP n'augmentait pas significativement la valorisation par les consommateurs. Ce résultat suggère que lorsque les consommateurs savent que le produit est de basse qualité, le label ne peut pas changer la perception qu'ont les consommateurs de la qualité du produit. Si les produits leur semblent toujours de qualité haute, le label n'ajoute pas une information de qualité additionnelle. Par contre, lorsqu'ils pensent que la qualité du produit est intermédiaire, le label peut être efficace pour révéler la qualité du produit. Des résultats similaires ont été trouvés dans le cas du vin (Costanigro *et al.*, 2007).

Une autre conclusion importante porte sur la coexistence d'un label et d'une marque de distributeur ou d'une marque nationale. La coexistence d'un label et d'une marque de distributeur pour un produit ajoute de la valeur au produit par rapport à une situation où le produit ne serait vendu que sous une marque de distributeur (Hassan and Monier-Dilhan, 2006). Ces résultats ont été dérivés pour certaines catégories de produits laitiers et pour le jambon en France. En revanche, il semblerait que la valeur procurée par le label pour un produit sous marque nationale engendre moins de valeur additionnelle. Ainsi, en présence d'une marque nationale, contrairement au cas des marques de distributeurs, il ressort que les consommateurs pourraient moins valoriser la présence d'un label de type AOP et que la marque nationale pourrait être un moyen plus approprié pour conférer de la valeur au produit.

Ces résultats sur la valorisation du label en présence de marque nationale ou de distribution ont également été obtenus dans l'article de Bonnet et Simioni (Bonnet and Simioni, 2001) dans le cas du camembert. Dans le cas du camembert, les auteurs ont identifié huit marques principales et parmi ces marques, deux bénéficiaient du label AOP. Ils montrent que le fait d'avoir une marque nationale pèse dans les décisions d'achat mais qu'une large proportion de consommateurs préférerait un produit sous marque nationale similaire mais sans label AOP. Il convient également de noter que l'étude de Costanigro *et al.* sur le vin confirme ces résultats (Costanigro *et al.*, 2007).

Enfin, les préférences des consommateurs par rapport aux produits labellisés est très hétérogène et la propension à payer pour l'AOP varie significativement au sein de la population (Bonnet and Simioni, 2001).

Consommation de viande et impact sur l'environnement

Parmi les produits agricoles, les produits animaux constituent le secteur qui a l'impact environnemental le plus élevé. Comme décrit dans le chapitre 1, la consommation de viande devrait diminuer dans les prochaines années

mais ne devrait pas diminuer de façon significative. Un certain nombre d'articles se sont ainsi intéressés aux habitudes alimentaires des ménages et à leur diète ainsi qu'à l'implication de ces habitudes de consommation sur l'impact environnemental. Par exemple, Reynolds et al. ont évalué que la viande (avec les produits de boulangerie, la farine et les céréales) avait l'impact environnemental le plus élevé pour toutes les classes de revenus en Australie et que plus le revenu des ménage est élevé et plus l'impact environnemental est élevé (Reynolds *et al.*, 2015).

Cependant la plupart de ces études analysant l'impact d'un changement de la diète sur les l'environnement ne prennent pas en compte les préférences des consommateurs et comment ces préférences agissent sur les changements de consommation. Certaines études font des hypothèses sur l'évolution des consommations ou prennent des modèles de diète type. Par exemple, Hedenus et al. utilisent les projections de consommation de la FAO pour établir différentes hypothèses d'évolution de consommation et suppose deux types de préférences (Hedenus *et al.*, 2014) : un cas où 75% de la viande de ruminant est remplacé par d'autres viandes (sur une base calorique) et un cas où 75% des produits animaux est remplacé par des légumineuses et des céréales. Ils concluent que les impacts environnementaux peuvent être réduits uniquement dans le cas où les changements de diète sont tels qu'ils réduisent la consommation de produits animaux. De la même façon, Tukker et al. simulent l'impact de trois évolutions différentes de diète (une évolution correspondant aux recommandations de diète, la même évolution en réduisant de plus la consommation de viande et une diète de type méditerranéenne avec une réduction de consommation de viande) par rapport à un scénario de référence (Tukker *et al.*, 2011). De tels scénarios avec baisse de la consommation de viande conduisent au maximum à une baisse de 8% de l'impact environnemental mais la baisse de consommation de la consommation intérieure serait compensée par une hausse des exportations. Enfin, Westhoek et al. ont analysé six scénarios de diète possibles dans l'Union Européenne (UE27) (Westhoek *et al.*, 2014). Dans ces scénarios, la consommation de bœuf, produits laitiers, volailles et œufs sont réduites de 50% et cette baisse de consommation est compensée par une augmentation de la consommation de céréales. Dans le scénario le plus extrême où la consommation de tous ces produits est divisée par deux dans l'UE27, les émissions en nitrogène seraient réduites de 40%, les émissions de gaz à effet de serre de 25 à 40%.

Un dernier résultat de cette littérature montre également qu'une augmentation de la consommation de viande et en particulier de matière grasse animale aurait des répercussions sur la santé et notamment sur les risques de maladie chronique en plus des effets sur l'environnement (McMichael *et al.*, 2007) et (Horrigan *et al.*, 2002). Dans le cas de la consommation de viande en Suède, Hallström et al. ont également montré l'existence de synergie positive d'une réduction de la consommation de viande en termes de santé, émissions de gaz à effet de serre et utilisation des terres (Hallström *et al.*, 2014). Un modèle prenant explicitement en compte les préférences des consommateurs et l'ensemble de la diète (dans le cas français) confirme ces synergies mais montre également qu'une recommandation visant à réduire la consommation de viande rouge ou de l'ensemble des viandes de 5% ne conduit qu'à une faible impact environnemental en comparaison de recommandations visant les fruits et légumes ou une réduction des émissions de gaz à effet de serre (Irz *et al.*, 2016). De plus, comme soulevé par Ausgulen, changer les habitudes de consommation pour qu'elles soient plus durables peut s'avérer être une tâche difficile (Austgulen, 2014).

Une manière de changer les comportements de consommation est d'agir sur les prix. Des articles récents ont simulé l'impact d'une taxe à la consommation de produits animaux sous la forme d'une augmentation des prix à la consommation. Une telle taxe en augmentant les prix pourraient contribuer à diminuer la consommation de produits à forte empreinte environnementale. Le premier article s'intéressant à une telle politique porte sur la diète des consommateurs au Danemark (Edjabou and Smed, 2013). Cette étude simule l'impact d'une taxe basée sur les émissions de CO₂ sur plus de 20 produits alimentaires. Le scénario le plus efficace conduit à une réduction des émissions à effet de serre pour un consommateur moyen de 2,3 à 8,8% à un coût de 0,15 à 1,73

DKK/kg/CO₂-équivalent et le scénario réduisant le plus l'empreinte environnementale conduit à une réduction de 10,4 à 19,4% mais à un coût plus élevé (3,53 à 6,90 DKK/kg/CO₂-équivalent).

Des études récentes ont été menées à partir de données d'achat de consommateurs français provenant du panel Kantar. En prenant en compte l'ensemble des produits alimentaires (21 produits), une taxe correspondant à une hausse des prix de 20% sur l'ensemble des produits animaux conduirait à réduire les émissions de 6,6 à 13,2% tout en améliorant la qualité nutritionnelle de la diète de 1,2% et ce avec un impact faible sur le budget des ménages (4 %) (Caillavet *et al.*, 2016). Une étude complémentaire utilisant la même source de donnée mais se focalisant sur les différents produits issus de la viande simule deux niveaux de taxe équivalent CO₂ par kilogramme de produit (une taxe de 56 euros/tonne de CO₂ et une taxe de 200 euros/tonne) portant soit sur l'ensemble des produits issus de la viande et des poissons et crustacés soit sur la viande issue de ruminants soit sur le bœuf uniquement (Bonnet *et al.*, 2016). Si la taxe n'est pas suffisamment élevée de (cas d'une taxe de 56 euros/tonne de CO₂), l'impact sur l'émission de gaz à effet de serre resterait très faible quel que soit le scénario. En revanche, les simulations montrent qu'il serait plus efficace de taxer uniquement le bœuf car cette taxe conduirait à une réduction de 70% des émissions alors que la perte de bien-être engendrée pour le consommateur serait limitée par rapport à un scénario où tous les produits seraient taxés (soit 20% du dommage engendrée avec une taxe sur l'ensemble des produits).

Conclusion

Le secteur des produits animaux est le secteur alimentaire contribuant le plus aux émissions à effet de serre. D'après la littérature, réduire la consommation de produits animaux peut ainsi contribuer à réduire l'impact environnemental de l'alimentation. Cependant, pour évaluer l'impact d'une baisse de la consommation de produits animaux, les études réalisées dans la littérature simulent différents scénarios de changement de diète ou s'appuie sur des hypothèses de changement de consommation sans endogénéiser le changement de la diète alimentaire des consommateurs ni les impacts économiques en termes de prix des aliments de tels scénarios. Il convient donc de développer des analyses prenant en compte ces éléments de manière à évaluer quel niveau de réduction de la consommation de produits animaux pourraient être atteint et quel serait effectivement l'impact sur la diète et sur l'environnement. Une littérature émerge sur ces questions et nécessite d'être approfondie pour mieux prendre en compte les habitudes de consommation et des préférences des consommateurs mais aussi pour comprendre les réponses stratégiques des acteurs des filières à la mise en place de telles politiques.

5.7.5. Valeur ajoutée, label et différenciation des produits

L'utilisation de labels (AOP, IGP, bio, label rouge) est un acte volontaire émanant de l'ensemble des acteurs d'une filière. Ainsi les agriculteurs et les entreprises de transformation trouveront un intérêt à adopter un label particulier si ce dernier peut créer de la valeur ajoutée pour l'ensemble de la filière et si chaque acteur peut en bénéficier. La littérature théorique et empirique portant sur cette question en tant que telle est très peu développée. Il existe une littérature théorique analysant en quoi les labels peuvent être un bon moyen de signaler la qualité des produits et dans quels cas un label sera adopté par un groupe de producteurs (un producteur pouvant être un agriculteur ou une entreprise sans distinction particulière) et si cela est dans l'intérêt ou non des consommateurs. Les travaux théoriques ont montré que ce type de label est efficace pour signaler la qualité d'un produit alimentaire lorsque certaines caractéristiques d'un produit (origine, méthode de production, etc.) ne peuvent pas être directement perçues par les consommateurs (*cf.* (Marette *et al.*, 1999 ; Moschini *et al.*, 2008). Dans ce cas, le label peut délivrer de manière efficace l'information sur la qualité du produit : les consommateurs trouvent un bénéfice au développement de ce produit de qualité et le produit sera effectivement mis sur le

marché alors qu'il n'aurait pas trouvé de marché sans la mise en place du label. Le caractère collectif du label (dans le cas de l'AOP par exemple) permet de réduire les coûts de mise en place du label et ainsi d'augmenter les cas où le développement du produit de qualité sera souhaitable pour les consommateurs et profitable pour les producteurs.

Cependant, pour que le produit de qualité soit développé, l'ensemble des acteurs impliqués aux différents stades de la filière doivent en retirer un revenu. Or les intérêts peuvent être divergents entre les différents stades de la filière. Ainsi, lorsque les consommateurs sont prêts à payer pour un produit labellisé, il est difficile de savoir qui va bénéficier de la valeur créée par le label. Dans cette section, on synthétise les quelques travaux existants sur les différents types de label.

Label AOP

Dans le cas des AOP, les modes de production des produits, sont spécifiés dans des cahiers des charges. Le cahier des charges (AOP, et des standards de qualité de façon plus générale) impose des restrictions sur la production agricole en amont de la filière. Les agriculteurs et les transformateurs doivent se mettre d'accord sur la définition des spécifications sur la production agricole. Ces spécifications portent sur l'amont de la filière et vont avoir des répercussions sur les coûts et le type de coûts que devront supporter les agriculteurs. Les agriculteurs peuvent avoir des incitations divergentes dans le choix du cahier des charges portant sur la production agricole par rapport à celles des transformateurs. Au final, le choix des modes de production agricole va être le résultat d'une négociation entre les agriculteurs d'un côté et les transformateurs de l'autre. Yu et Bouamra-Mechemache montrent que le cahier des charges peut être un outil pour les agriculteurs pour capturer une partie de la marge faite par les industriels sur le produit final (Yu and Bouamra-Mechemache, 2016). D'autre part, les restrictions du cahier des charges peuvent assurer le développement du produit, produit qui ne serait pas profitable autrement mais qui trouverait un marché (Lence *et al.*, 2007).

Les résultats théoriques sont peu étayés par des analyses empiriques dans la littérature (mises à part quelques études de cas). La raison principale est qu'il n'existe actuellement que très peu de données individuelles au niveau des entreprises sur les AOP.

Quelques études empiriques portent sur la filière fromagère. Une analyse sur le fromage de Brie en France indique que les petites entreprises fromagères sont les plus susceptibles d'adopter le label AOP (voir (Bouamra-Mechemache and Chaaban, 2010)). Dans ce secteur, les coûts variables de production (matières premières, travail et énergie) des entreprises AOC sont en moyenne plus élevés de 40% que les non-AOP. Ce désavantage en coût pour les producteurs AOC est lié aux exigences techniques du cahier des charges. La technologie AOC repose sur une activité manuelle et requiert donc plus de main d'œuvre par unité de production ; elle nécessite l'utilisation de lait ayant une qualité spécifique et produit localement, ce qui implique un prix du lait plus élevé ; elle ne permet pas de bénéficier d'économies d'échelle. Cependant, les entreprises AOC restent économiquement efficaces car les produits sous AOC obtiennent une prime de prix sur le marché qui compense la hausse des coûts de production auxquels ils font face.

Une analyse plus générale des entreprises fromagères françaises a été conduite pour mieux évaluer la contribution du label au maintien des entreprises qui se sont engagées dans un système de certification AOC (voir (Bontemps *et al.*, 2013)). Le label AOC réduit significativement le risque de sortie des petites entreprises. Cependant, les résultats ne montrent pas d'impact pour les plus grandes. Le taux de survie d'une entreprise fortement engagée dans la production AOC est supérieur à celui d'une entreprise équivalente (même taille, même âge, même caractéristique de productivité), néanmoins il reste inférieur à celui d'une entreprise de plus grande taille. En agissant comme un outil de différenciation des produits sur le marché, la mise en place de politique de label AOC permet aux petites entreprises de coexister sur le marché avec des entreprises de plus

grande taille. On peut donc présumer que, sans cette politique, la diminution du nombre d'entreprises dans le secteur fromager aurait été plus forte.

L'impact de ces stratégies de production AOP mises en place par les entreprises fromagères en France sur l'activité de production dans les établissements et sur les exploitations agricoles a été étudié au niveau départemental (Bouamra-Mechemache and Chaaban, 2012). Les résultats montrent que la production sous AOC augmente effectivement le nombre d'entreprises mais que l'impact sur le nombre d'exploitations laitières n'est pas forcément positif et dépend de la zone de production. Le nombre d'exploitations augmente uniquement dans les zones de montagne.

Il convient également de noter qu'un prix plus élevé pour les producteurs ne correspond pas toujours à un revenu plus important. Par exemple dans le cas du Comté, Colinet et al. montrent que si le prix payé au producteur de lait en Franche Comté était supérieur au prix moyen en France en 2002, leur revenu net était inférieur au revenu moyen des producteurs de lait en France (Colinet *et al.*, 2006). La différence de prix correspond à la rémunération de coûts de production plus élevés.

Label Bio

Là encore, la littérature est déficiente. Bonnet et Bouamra-Mechemache évaluent empiriquement la valeur créée par le label bio dans la filière lait liquide en France et analysent comment la présence d'un label bio modifie le partage de la valeur dans la filière entre les grands groupes industriels et les distributeurs (Bonnet and Bouamra-Mechemache, 2016). En effet, si la question du partage de la valeur se pose en amont de la filière, cette question se pose également en aval de la filière entre entreprises agroalimentaires et grande distribution. Par exemple, dans les filières d'agriculture biologique, la grande distribution et les grands groupes agroalimentaires ont été un élément moteur de développement en France comme en Europe ou encore en Amérique du Nord. Si les consommateurs sont prêts à payer pour un produit issu de l'agriculture biologique, cela peut augmenter le profit total de la filière et donc le profit des entreprises et par répercussion celui des agriculteurs. En revanche, la grande distribution peut également utiliser son fort pouvoir de marché au sein des filières pour capturer les profits créés dans la filière. Ainsi les entreprises n'auront intérêt à investir sur le développement d'une filière biologique que si elles peuvent récupérer une partie de ces gains. Dans le cas du secteur du lait liquide, les résultats montrent que le segment bio du marché du lait liquide génère plus de marge totale pour la filière que le segment lait conventionnel et que les entreprises peuvent exercer un pouvoir de marché plus important envers la grande distribution pour le segment bio, et ainsi obtenir une part plus importante de la valeur créée dans la filière.

Label IGP

L'analyse portant sur le cas du bœuf de Navarra (Bardaji *et al.*, 2009a) montre que dans ce cas précis le label IGP permet de réduire les risques de marché pour les agriculteurs car l'IGP est un outil qui permet de mieux faire face aux crises sanitaires telles que celles créées par l'ESB. Elle montre également que la décision des distributeurs de mettre en vente le bœuf IGP était fortement influencée par la garantie de qualité de l'IGP, la valorisation par les consommateurs de l'origine de la viande et la garantie de qualité provenant d'un approvisionnement auprès de producteurs réguliers (Bardaji *et al.*, 2009b).

Conclusion :

Le nombre d'analyses empiriques portant sur la valeur ajoutée procurée par la qualité labélisée d'un produit et le partage de cette valeur dans les filières sont peu nombreuses même si de nombreux produits animaux bénéficient de tels labels. Les analyses portent surtout sur la consommation. En effet, il est plus facile d'obtenir des observations et des données sur les produits achetés en utilisant des données d'achat ou d'analyser les comportements d'achat à l'aide d'analyses expérimentales ou d'enquêtes auprès des consommateurs. En revanche, la difficulté d'accéder à des informations suffisantes aux différentes étapes de production de la filière explique l'absence d'analyse plus fine au sein d'une filière. Ainsi, il existe quelques travaux sur la transmission des prix (même si de telles études n'existent pas en France) au niveau macro (sectorielle) mais pas au niveau microéconomique des entreprises. Il conviendrait donc de développer des modèles de filière pour comprendre les mécanismes de formation des prix.

L'évaluation du partage de la valeur dans les filières agricoles est une question complexe d'un point de vue scientifique. Elle demande pour y répondre un fort investissement méthodologique à la fois théorique et sur les méthodes économétriques pour comprendre les relations entre agriculteurs et entreprises aval mais aussi entre industries et grande distribution.

Références bibliographiques

Abdulai, A., 2002. Using threshold cointegration to estimate asymmetric price transmission in the Swiss pork market. *Applied Economics*, 34 (6): 679-687.

Ahn, B.I.; Sumner, D.A., 2009. Political Market Power Reflected in Milk Pricing Regulations. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (3): 723-737. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01261.x>

Alfnes, F., 2004. Stated preferences for imported and hormone-treated beef: application of a mixed logit model. *European Review of Agricultural Economics*, 31 (1): 19-37. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/31.1.19>

Alfnes, F.; Rickertsen, K., 2003. European consumers' willingness to pay for US beef in experimental auction markets. *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (2): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2005.00717.x>

Alviola, P.A.; Capps, O., 2010. Household demand analysis of organic and conventional fluid milk in the United States based on the 2004 Nielsen Homescan panel. *Agribusiness*, 26 (3): 369-388. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.2022>

Andreyeva, T.; Long, M.W.; Brownell, K.D., 2010. The impact of food prices on consumption: a systematic review of research on the price elasticity of demand for food. *American journal of public health*, 100 (2): 216-222.

Antoine, E.; Roussillon, M.-A.; Legendre, V.; Rieu, M., 2015. Les contrats de commercialisation des animaux en France. Une réponse à la variabilité du prix du porc? *Économie rurale*, 345 (1): 53-72.

Appel, V., 1992. Asymmetrie in der Preistransmission. *Agrarwirtschaft Sonderheft*, 135 (1): 992-992.

Austgulen, M., 2014. Environmentally Sustainable Meat Consumption: An Analysis of the Norwegian Public Debate. *Journal of Consumer Policy*, 37 (1): 45-66.

Awokuse, T.O.; Wang, X.H., 2009. Threshold Effects and Asymmetric Price Adjustments in US Dairy Markets. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 57 (2): 269-286. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2009.01151.x>

Bakucs, L.Z.; Fertő, I., 2005. Marketing margins and price transmission on the Hungarian pork meat market. *Agribusiness*, 21 (2): 273-286. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.20047>

Balagtas, J.V.; Smith, A.; Sumner, D.A., 2007. Effects of milk marketing order regulation on the share of fluid-grade milk in the United States. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (4): 839-851. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01010.x>

Bardaji, I.; Iraizoz, B.; Rapun, M., 2009a. Protected Geographical Indications and Integration Into the Agribusiness System. *Agribusiness*, 25 (2): 198-214. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.20198>

Bardaji, I.; Iraizoz, B.; Rapun, M., 2009b. The effectiveness of the European agricultural quality policy: a price analysis. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7 (4): 750-758.

Belcher, K.W.; Germann, A.E.; Schmutz, J.K., 2007. Beef with environmental and quality attributes: Preferences of environmental group and general population consumers in Saskatchewan, Canada. *Agriculture and Human Values*, 24 (3): 333-342. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10460-007-9069-x>

Ben-Kaabia, M.; Gil, J.M., 2007. Asymmetric price transmission in the Spanish lamb sector. *European Review of Agricultural Economics*, 34 (1): 53-80.

Bernard, J.C.; Willett, L.S., 1996. Asymmetric price relationships in the US broiler industry. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 28 (02): 279-289.

Bonnet, C.; Bontemps, C.; Bouamra-Mechemache, Z.; Corre, T.; Legendre, V.; Simioni, M., 2015. Impact d'un écart des prix de détail du porc frais sur les achats des ménages : approche économétrique. *47èmes Journées de la Recherche Porcine*. Paris. <http://journées-recherche-porcine.com/inscri/index.htm>

Bonnet, C.; Bouamra-Mechemache, Z., 2016. Organic Label, Bargaining Power, and Profit-sharing in the French Fluid Milk Market. *American Journal of Agricultural Economics*, 98 (1): 113-133. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aav047>

Bonnet, C.; Bouamra-Mechemache, Z.; Corre, T., 2016. *An environmental tax towards more sustainable food consumption: empirical evidence of the French meat and marine food consumption* TSE Working Paper. https://www.tse-fr.eu/sites/default/files/TSE/documents/doc/wp/2016/wp_tse_639.pdf

Bonnet, C.; Simioni, M., 2001. Assessing consumer response to Protected Designation of Origin labelling: a mixed multinomial logit approach. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (4): 433-449. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/28.4.433>

Bontemps, C.; Bouamra-Mechemache, Z.; Simioni, M., 2013. Quality labels and firm survival: some first empirical evidence. *European Review of Agricultural Economics*, 40 (3): 413-439.

Bouamra-Mechemache, Z.; Chaaban, J., 2010. Determinants of adoption of protected designation of origin label: Evidence from the french brie cheese industry. *Journal of Agricultural Economics*, 61 (2): 225-239.

Bouamra-Mechemache, Z.; Chaaban, J., 2012. Is the Protected Designation of Origin (PDO) policy successful in sustaining rural employment? In: Arfini, F.; Mancini, M.C.; Donati, M., eds. *Local Agri-food Systems in a Global World: Market, Social and Environmental Challenges*. Newcastle: Cambridge Scholars Publishing, 243-258.

Bouamra-Mechemache, Z.; Duvaleix-Tréguer, S.; Magdelaine, P.; Ridier, A.; Rieu, M.; You, G., 2015. Contractualisation et modes de coordination dans les filières animales? *Économie rurale*, 345 (1): 4-6.

Bouamra-Mechemache, Z.; Jongeneel, R.; Requillart, V., 2008a. Impact of a gradual increase in milk quotas on the EU dairy sector. *European Review of Agricultural Economics*, 35 (4): 461-491. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbn044>

Bouamra-Mechemache, Z.; Requillart, V.; Soregaroli, C.; Trevisiol, A., 2008b. Demand for dairy products in the EU. *Food Policy*, 33 (6): 644-656. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2008.05.001>

Boyer, C.N.; Brorsen, B.W., 2013. Changes in Beef Packers' Market Power after the Livestock Mandatory Price Reporting Act: An Agent-based Auction. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (4): 859-876. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat005>

Brooks, K.; Lusk, J.L., 2010. Stated and Revealed Preferences for Organic and Cloned Milk: Combining Choice Experiment and Scanner Data. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (4): 1229-1241. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq054>

Caillavet, F.; Fadhuile, A.; Nichèle, V., 2016. Taxing animal-based foods for sustainability: environmental, nutritional and social perspectives in France. *European Review of Agricultural Economics*: jbv041. <http://erae.oxfordjournals.org/content/early/2016/02/18/erae.jbv041>

Capps, O.; Colin-Castillo, S.; Hernandez, M.A., 2013. Do Marketing Margins Change with Food Scares? Examining the Effects of Food Recalls and Disease Outbreaks in the U.S. Red Meat Industry. *Agribusiness*, 29 (4): 426-454. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.21340>

Chatellier, V.; Guesdon, J.C.; Guyomard, H.; Perrot, C., 2010. Les producteurs d'ovins et les éleveurs laitiers extensifs sont les principaux bénéficiaires de l'application française du bilan de santé de la PAC. *INRA Productions Animales*, 23 (3): 243-253. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3230/32347/version/1/file/Prod_Anim_2010_23_3_01.pdf

Chatellier, V.; Lelyon, B.; Perrot, C.; You, G., 2013. Le secteur laitier français à la croisée des chemins. *INRA Productions Animales*, 26 (2): 77-99.

Choi, H.J.; Wohlgenant, M.K.; Zheng, X.Y., 2013. Household-Level Welfare Effects of Organic Milk Introduction. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (4): 1009-1028. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat021>

Colinet, P.; Desquilbet, M.; Hassan, D.; Monier-Dilhan, S.; Orozco, V.; Requillart, V., 2006. *Comté case study [France]*, 69-79. <http://www.agr.unipi.it/labrural/collaboratori/gianluca-brunori/rapporti-di-ricerca/jrc-food-quality-schemes-2006.pdf>

Costanigro, M.; McCluskey, J.J.; Mittelhammer, R.C., 2007. Segmenting the wine market based on price: Hedonic regression when different prices mean different products. *Journal of Agricultural Economics*, 58(3): 454-466.

Cox, T.L.; Chavas, J.P., 2001. A interregional analysis of price discrimination and domestic policy reform in the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (1): 89-106. <http://dx.doi.org/10.1111/0002-9092.00139>

Deselnicu, O.C.; Costanigro, M.; Souza-Monteiro, D.M.; McFadden, D.T., 2013. A meta-analysis of geographical indication food valuation studies: What drives the premium for origin-based labels? *JOURNAL OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS*, 38 (2): 204-219.

Ding, Y.; Veeman, M.M.; Adamowicz, W.L., 2013. The influence of trust on consumer behavior: An application to recurring food risks in Canada. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 92: 214-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jebo.2013.06.009>

- Dong, D.; Davis, C.G.; Stewart, H., 2015. The quantity and variety of households' meat purchases: A censored demand system approach. *Agricultural Economics*, 46 (1): 99-112. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12143>
- Edjabou, L.D.; Smed, S., 2013. The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets - The case of Denmark. *Food Policy*, 39: 84-96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.12.004>
- Enneking, U., 2004. Willingness-to-pay for safety improvements in the German meat sector: the case of the Q&S label. *European Review of Agricultural Economics*, 31 (2): 205-223. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/31.2.205>
- Gallet, C.A., 2010. Meat meets meta: a quantitative review of the price elasticity of meat. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (1): 258-272. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aap008>
- Giraud-Héraud, E.; Hammoudi, A.; Hoffmann, R.; Soler, L.-G., 2012. Joint private safety standards and vertical relationships in food retailing. *Journal of Economics and Management Strategy*, 21 (1): 179-212.
- Giraud-Heraud, E.; Rouached, L.; Soler, L.G., 2006. Private labels and public quality standards: How can consumer trust be restored after the mad cow crisis? *Qme-Quantitative Marketing and Economics*, 4 (1): 31-55. <http://dx.doi.org/10.1007/s11129-006-2777-5>
- Glaser, L.K.; Thompson, G.D., 2000. Demand for organic and conventional beverage milk. *Western Agricultural Economics Association Annual Meetings*. Vancouver, British Columbia, June 29-July 1, 2000, 22 p. <http://faculty.ksu.edu.sa/62311/Research%20Library/19.pdf>
- Gohin, A.; Rault, A., 2013. Assessing the economic costs of a foot and mouth disease outbreak on Brittany: A dynamic computable general equilibrium analysis. *Food Policy*, 39: 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.01.003>
- Goodwin, B.K.; Holt, M.T., 1999. Price Transmission and Asymmetric Adjustment in the U.S. Beef Sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (3): 630-637. <http://dx.doi.org/10.2307/1244026>
- Gracia, A.; Barreiro-Hurlé, J.; Lopez-Galan, B., 2014. Are Local and Organic Claims Complements or Substitutes? A Consumer Preferences Study for Eggs. *Journal of Agricultural Economics*, 65 (1): 49-67. <http://dx.doi.org/10.1111/1477-9552.12036>
- Hahn, W.F., 1990. Price transmission asymmetry in pork and beef markets. *The Journal of Agricultural Economics Research*, 42 (4): 21-30. <http://purl.umn.edu/139044>
- Hallström, E.; Röös, E.; Börjesson, P., 2014. Sustainable meat consumption: A quantitative analysis of nutritional intake, greenhouse gas emissions and land use from a Swedish perspective. *Food Policy*, 47: 81-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.04.002>
- Hammoudi, A.; Hoffmann, R.; Surry, Y., 2009. Food safety standards and agri-food supply chains: an introductory overview. *European Review of Agricultural Economics*, 36 (4): 469-478.
- Hassan, D.; Monier-Dilhan, S., 2006. National brands and store brands: Competition through public quality labels. *Agribusiness*, 22: 21-30. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.20070>

Hassan, D.; Simioni, M., 2004. Transmission des prix dans la filière des fruits et légumes: une application des tests de cointégration avec seuils. *Économie rurale*, 283 (1): 27-46.

Hassounah, I.; Serra, T.; Gil, J.M., 2010. Price transmission in the Spanish bovine sector: the BSE effect. *Agricultural Economics*, 41 (1): 33-42. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2009.00423.x>

Hayes, D.J.; Lence, S.H.; Stoppa, A., 2004. Farmer-owned brands? *Agribusiness*, 20 (3): 269-285. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.20018>

Hedenus, F.; Wirsenius, S.; Johansson, D., 2014. The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change*, 124 (1/2): 79-91.

Horrigan, L.; Lawrence, R.S.; Walker, P., 2002. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. *Environmental Health Perspectives*, 110 (5): 445-456. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1240832/pdf/ehp0110-000445.pdf>

Irz, X.; Leroy, P.; Réquillart, V.; Soler, L.-G., 2016. Welfare and sustainability effects of dietary recommendations. *Ecological Economics*, 130: 139-155. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800916307728>

Jin, H.J.; Kim, J.C., 2008. The effects of the BSE outbreak on the security values of US agribusiness and food processing firms. *Applied Economics*, 40 (3): 357-372. <http://dx.doi.org/10.1080/00036840500461824>

Leeming, J.; Turner, P., 2004. The BSE crisis and the price of red meat in the UK. *Applied Economics*, 36 (16): 1825-1829. <http://dx.doi.org/10.1080/0003684042000227868>

Lence, S.H.; Marette, S.; Hayes, D.J.; Foster, W., 2007. Collective marketing arrangements for geographically differentiated agricultural products: Welfare impacts and policy implications. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (4): 947-963.

Lim, K.H.; Hu, W.Y.; Maynard, L.J.; Goddard, E., 2013. US Consumers' Preference and Willingness to Pay for Country-of-Origin-Labeled Beef Steak and Food Safety Enhancements. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 61 (1): 93-118. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2012.01260.x>

Lloyd, T.A.; McCorriston, S.; Morgan, C.W.; Rayner, A.J., 2006. Food scares, market power and price transmission: the UKBSE crisis. *European Review of Agricultural Economics*, 33 (2): 119-147. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbl001>

Loureiro, M.L.; McCluskey, J.J., 2000. Assessing consumer response to protected geographical identification labeling. *Agribusiness*, 16 (3): 309-320. [http://dx.doi.org/10.1002/1520-6297\(200022\)16:3<309::AID-AGR4>3.0.CO;2-G](http://dx.doi.org/10.1002/1520-6297(200022)16:3<309::AID-AGR4>3.0.CO;2-G)

Loureiro, M.L.; Umberger, W.J., 2007. A choice experiment model for beef. What US consumer responses tell us about relative preferences for food safety, country-of-origin labeling and traceability. *Food Policy*, 32 (4): 496-514. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.11.006>

Lusk, J.L.; Roosen, J.; Fox, J.A., 2003. Demand for beef from cattle administered growth hormones or fed genetically modified corn: A comparison of consumers in France, Germany, the United Kingdom and the United States. *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (1): 16-29. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8276.00100>

Magdelaine, P.; Coutelet, G.; Duvaléix-Tréguer, S., 2015. La contractualisation dans le secteur aviculture chair. *Économie rurale*, 345 (1): 73-86. <http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2015-1-page-73.htm>

Marette, S.; Crespi, J.M.; Schiavina, A., 1999. The role of common labelling in a context of asymmetric information. *European Review of Agricultural Economics*, 26 (2): 167-178.

McCorriston, S.; Morgan, C.W.; Rayner, A.J., 2001. Price transmission: the interaction between market power and returns to scale. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (2): 143-159. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/28.2.143>

McMichael, A.J.; Powles, J.W.; Butler, C.D.; Uauy, R., 2007. Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The lancet*, 370 (9594): 1253-1263.

Meyer, J.; Cramon-Taubadel, S., 2004. Asymmetric price transmission: a survey. *Journal of Agricultural Economics*, 55 (3): 581-611. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2004.tb00116.x>

Moschini, G.; Menapace, L.; Pick, D., 2008. Geographical indications and the competitive provision of quality in agricultural markets. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (3): 794-812.

Punyawadee, V.; Boyd, M.S.; Faminow, M.D., 1991. Testing for asymmetric pricing in the Alberta pork market. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 39 (3): 493-501.

Rault, A.; Krebs, S.; others, 2011. *Catastrophic risk and risk management, what do we know about livestock epidemics? State of the art and prospects*: Inra, WP SMART-LERECO. <http://prodinra.inra.fr/record/49185>

Reynolds, C.J.; Piantadosi, J.; Buckley, J.D.; Weinstein, P.; Boland, J., 2015. Evaluation of the environmental impact of weekly food consumption in different socio-economic households in Australia using environmentally extended input-output analysis. *Ecological Economics*, 111: 58-64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.007>

Sabbagh, C.; Le Neindre, P., 2013. *Douleurs animales en élevage : expertise scientifique collective Inra*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 128 p.

Sanjuan, A.I.; Dawson, P.J., 2003. Price transmission, BSE and structural breaks in the UK meat sector. *European Review of Agricultural Economics*, 30 (2): 155-172. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/30.2.155>

Schroeder, T.C.; Tonsor, G.T.; Lusk, J.; Roosen, J.; Shogren, J., 2011. Demand for meat quality attributes. In: Lusk, J.L.; Roosen, J.; Shogren, J.F., eds. *The Oxford Handbook of the economics of food consumption and policy*. Oxford: Oxford University Press (Oxford Handbooks), 791-810.

Serra, T.; Gil, J.M.; Goodwin, B.K., 2006. Local polynomial fitting and spatial price relationships: price transmission in EU pork markets. *European Review of Agricultural Economics*, 33 (3): 415-436. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbl013>

Tukker, A.; Goldbohm, R.A.; de Koning, A.; Verheijden, M.; Kleijn, R.; Wolf, O.; Perez-Dominguez, I.; Rueda-Cantuche, J.M., 2011. Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. *Ecological Economics*, 70 (10): 1776-1788. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.001>

von Cramon-Taubadel, S., 1998. Estimating asymmetric price transmission with the error correction representation: An application to the German pork market. *European Review of Agricultural Economics*, 25 (1): 1-18.

Wang, X.; Weldegebriel, H.T.; Rayner, A.J.; others, 2006. *Price transmission, market power and returns to scale*: Scottish Agricultural College, Land Economy & Environment Research Group working papers, 14 p. <http://purl.umn.edu/46004>

Weldegebriel, H.T., 2004. Imperfect Price Transmission: Is Market Power Really to Blame? *Journal of Agricultural Economics*, 55 (1): 101-114. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2004.tb00082.x>

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

You, G., 2015. Contractualisation et modes de coordination dans la filière laitière. *Économie rurale*, 345 (1): 87-100. <http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2015-1-page-87.htm>

Yu, J.Y.; Bouamra-Mechemache, Z., 2016. Production standards, competition and vertical relationship. *European Review of Agricultural Economics*, 43 (1): 79-111. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbv004>

5.8. Le travail et l'emploi en élevage

5.8.1. Les emplois dans les filières animales

Dans un contexte marqué par un chômage élevé, l'importance économique d'un secteur en termes d'emplois est souvent mise en avant pour légitimer les interventions publiques. L'emploi lié à l'élevage n'échappe pas à cette règle, d'où l'importance de pouvoir estimer de façon précise les emplois liés plus ou moins directement à l'élevage. Les analyses distinguent généralement les emplois agricoles *stricto sensu* et les emplois liés à l'agriculture.

Quelques considérations méthodologiques

Trois ensembles de méthodes sont généralement utilisées pour apprécier les effets indirects et induits d'un secteur : les analyses et modèles input-output (y compris les extensions sous forme de matrices de comptabilité sociale ou MCS et les modèles environnementaux), les modèles de la base économique et la méthode de remontée des chaînes de production dérivée de la méthode des effets qui mobilise largement comme moyen le recensement micro ou méso économique (Vollet and Bousset, 2002).

Encart 1 : Quelques définitions des effets directs, indirects et induits sur l'emploi

Les effets directs sont les effets directement attribuables aux dépenses d'un projet ou d'une catégorie d'agents. Les effets locaux qui résultent de la demande supplémentaire en consommations intermédiaires émanant de l'activité ou des agents concernés par les effets directs sont les effets indirects. Les effets induits sont les conséquences, d'une part, d'achats de consommations intermédiaires des entreprises bénéficiaires des effets indirects et d'autre part, d'achats de consommations finales supplémentaires des ménages locaux.

L'estimation des effets induits fait appel à la notion de multiplicateur vulgarisé par les travaux séminaux de Keynes, puis largement repris depuis. A l'inverse des auteurs néoclassiques qui affirment que toute activité économique converge vers une situation équilibrée de plein emploi (la loi des débouchés tendant à prouver l'impossibilité de toute crise), l'analyse keynésienne insiste sur la possibilité de l'existence de plusieurs équilibres de courtes périodes liés à différents niveaux de dépenses exogènes (investissements, exportations, etc.). Dans ce second type d'analyse, la liaison directe entre la dépense exogène et le revenu s'appelle le multiplicateur. Le multiplicateur désigne en fait, dans la théorie keynésienne, une liaison plus générale entre une dépense jugée autonome ou indépendante (les dépenses publiques, les exportations, une catégorie d'agents, etc.) et le revenu. L'effet multiplicateur est estimé par modélisation (input-output, de la base économique) ou par méthode empirique dans la méthode des effets.

Points saillants

Un effet direct, indirect et induit de l'élevage et des filières liées à l'élevage significatif au niveau de l'économie française mais très différencié selon les territoires

En France, l'étude la plus récente faisant le bilan direct des emplois liés à l'élevage en France est celle du GIS « Elevage demain », qui a utilisé la méthode des effets. Les effets indirects ont été estimés par une méthode d'évaluation spécifique à l'élevage français (Lang *et al.*, 2015). Elle a abouti à définir 4 groupes (fortement, moyennement, faiblement et pas dépendants). Après avoir identifié l'ensemble des acteurs du périmètre, la notion de dépendance a été estimée par enquête qualitative (sachant que la dépendance est estimée en considérant les probabilités plus ou moins importantes de disparition des emplois visés en cas de disparition de

l'élevage français). Le degré de dépendance a été apprécié à partir de 3 composantes : importance relative de l'élevage, capacités de reconversion (à partir d'une analyse de la spécificité des actifs en jeu) et contraintes territoriales. Les emplois dépendants de l'élevage français ont été estimés par cette étude à 703 000 ETP (Equivalents Temps Plein), correspondant à l'activité de 882 000 personnes disposant d'un emploi permanent (à temps complet ou partiel). Si l'intérim est ajouté dans les secteurs indirects, le chiffre se monte à 724 000 ETP liés à l'élevage, soit 3,2 % de l'emploi total en France. Ce chiffre inclut à la fois les emplois directs dans les élevages (312 00 ETP), les emplois, peu, assez et très dépendants (respectivement 52 000, 210 000 et 207 000 ETP). Cela signifie que pour chaque ETP présent dans les élevages, il existe 1,25 ETP supplémentaire dans les autres secteurs de l'économie (Tableau 1). Au niveau local, les effets locaux de l'élevage en termes d'emplois peuvent être très variables selon les zones y compris pour deux zones contiguës et développant le même type d'élevage. Par exemple, les deux territoires de Semur en Auxois et d'Avallon (Bourgogne) ont des systèmes d'élevage allaitant très proches mais les effets directs de l'élevage sont très différents : environ la moitié de l'emploi total sur Semur et le quart sur Avallon (où l'industrie est très présente). De surcroît, les effets multiplicateurs spécifiques au secteur agricole (estimé par régression économétrique de la base économique) sont très différents en raison de différences dans l'intégration économique des zones (Tableau 2). Au total, les effets directs, indirects et induits totalisent près de 85 % de l'emploi total à Semur contre 27% pour Avallon (Vollet, 1998). Les résultats obtenus dans d'autres zones d'élevage allaitant par la méthode des effets soulignent aussi cette grande disparité de situation. Par exemple, pour le canton de Pont de Montvert (Lozère), 44% de l'emploi total est lié directement, indirectement ou de façon induite à l'élevage (Bono and Touzard, 1999). Dans cette zone, seulement 0,3 emploi est lié à un emploi agricole. Ces résultats peuvent s'expliquer de plusieurs façons : l'essentiel des emplois liés aux entreprises d'aval, d'amont, de consommation des ménages et des administrations sont situés à l'extérieur du canton. Les spécificités de l'agriculture locale expliquent aussi ce résultat faible : faible développement d'opérations d'aval par vente dans une zone dominée par l'élevage allaitant extensif. Dans ces conditions, une même politique publique concernant le même secteur allaitant aura des effets économiques sur l'emploi local très différent.

Tableau 1. Les effets directs, indirects et induits des divers types d'élevage ou industries liés à l'élevage

Pays	Niveau géographique		Types d'élevage ou d'industrie	Année d'estimation	Emplois directs en ETP (% emploi total)	Emplois directs, indirect, induits en ETP (% emploi total)	Auteurs
	National	Infranational					
France	X		Toutes filières d'élevage confondues	2010	312 000 (1,3%)	703 000 (3,2%)	(Lang <i>et al.</i> , 2015)
		Canton de Lamballe (Côtes d'Armor)	Agriculture et IAA	2000	5 900 (48%)		(Daucé and Léon, 2003)
		Région de Semur-en-Auxois (Côte d'Or)	Elevage bovin allaitant	1993	10 363 (53%)	7 085 (86%)	(Vollet, 1998)
		Région d'Avallon, (Yonne)	Elevage bovin allaitant	1993	8 193 (25%)	2 280 (27%)	(Vollet, 1998)
Brésil	X		Industries laitières et produits dérivés	1999	57 300 (0,1%)	128 925 (0,2%)	(Hilgemberg and Hilgemberg, 2014)

Des comparaisons internationales des effets multiplicateurs liés aux filières d'élevage sont riches d'enseignement : des effets multiplicateurs importants pour les filières laitières au niveau national surtout au Brésil, en Espagne, aux USA et en Nouvelle-Zélande

Au Vietnam, Civardi *et al.* ont mobilisé une MCS pour mettre en évidence que les activités d'élevage (tout comme la production de riz) avaient les effets multiplicateurs les plus élevés (1,04 à 1,22), y compris par rapport à l'industrie en raison des besoins spécifiques des ménages ruraux dans ce pays en voie de développement (Civardi *et al.*, 2010). Papadas et Dahl ont estimé des multiplicateurs spécifiques pour 16 types de produits agricoles pour les Etats-Unis en mobilisant une démarche d'estimation particulière qui intègre les facteurs d'offre (supply-driven input-output multipliers) (Papadas and Dahl, 1999). Les multiplicateurs de production les plus élevés ont été obtenus par les élevages de volailles (ainsi que la production de coton et de fruits). Par ailleurs, il est à noter que les estimations obtenues sont globalement plus faibles par rapport aux multiplicateurs de production classiques et que les différences les plus notables concernent la production de viande (2,20 pour une estimation n'intégrant pas les facteurs d'offre et 0,516 pour une estimation intégrant les facteurs d'offre). Ces différences fortes sont attribuées à l'importance des effets indirects par rapport aux effets directs (les effets directs étant les plus élevés le ratio des inputs intermédiaires sur la valeur totale de la production est la plus élevée). Utilisant la même méthodologie, Lindberg *et al.* ont estimé avec une MCS des multiplicateurs spécifiques désagrégés par type d'élevage dans deux petites zones de Suède (Ostergotland) et du Royaume-Uni (Pays de Galles Est) (Lindberg *et al.*, 2012). Dans les deux zones, les multiplicateurs de production qui sont supérieurs pour les activités d'élevage bovin aux activités d'élevage laitier oscillent entre 1,18 et 1,40 (Tableau 2). Au Brésil, Hilgemberg a montré que les multiplicateurs de revenus de l'industrie laitière sont plus élevés (2,25 et 2,92 en 1999 pour les multiplicateurs de type I et II) (Hilgemberg and Hilgemberg, 2014). Les industries agro-alimentaires ont globalement des multiplicateurs plus élevés que les autres industries (par exemple sidérurgie, 1,84). Pour les auteurs, les décideurs publics devraient intégrer ces données (fort effet indirect et induit des industries laitières) dans leur décision. Cardenete *et al.* ont apprécié les effets d'entraînement amont et aval (backward et forward linkages) des divers secteurs agricoles, afin d'identifier les secteurs clés que les politiques publiques pourraient soutenir (Cardenete *et al.*, 2014). En effet, le PAC post 2013 poursuivant 3 ensembles d'objectifs (production agricole viable, gestion durable des ressources naturelles et développement territorial intégré), une MCS représente l'un des moyens de l'apprécier à un niveau régional comme national (pour les auteurs, un secteur est considéré comme clé si les effets d'entraînement amont et aval sont supérieurs à 1). Les activités de production d'élevage viande, de lait ont des effets d'entraînement élevés à l'intérieur de tout le secteur agro-industriel espagnol. Toutefois, à l'exception du secteur laitier, la croissance des secteurs de l'élevage a peu d'impact sur l'emploi. Il s'agit d'un aspect important à prendre en compte pour des investissements orientés vers la croissance qui auraient comme objectifs des répercussions sur le marché du travail. Au total, au niveau national, les effets multiplicateurs des filières laitières semblent supérieurs aux autres filières d'élevage et liés aux cultures notamment au Brésil, aux USA, en Espagne, en Nouvelle-Zélande, pouvant expliquer, pour partie, l'attention accordée par les décideurs publics aux conséquences sur l'emploi de la régulation de cette filière (Roberts, 1994). Au niveau local, les situations peuvent être plus variables comme en atteste les comparaisons entre Suède et Royaume-Uni (Lindberg *et al.*, 2012).

Tableau 2. Les effets multiplicateurs des divers types d'élevage ou industries liés à l'élevage

Pays	Niveau géographique		Types d'élevage ou d'industrie	Année d'estimation	Estimation et Type de multiplicateur (1)	Auteurs
	National	Infranational				
France	X		Toutes filières d'élevage confondues	2010	2,25 (MME)	(Lang <i>et al.</i> , 2015)
		Canton Pont de Montvert (Lozère)	Elevage bovin allaitant	1999	1,3 (MME)	(Bono and Touzard, 1999)
		Région de Lamballe (Côtes d'Armor)	Industrie abattage et transformation porcine et volaille	2000	2,15 (MIOE)	(Daucé and Léon, 2003)
		Région de Redon (Ile et Vilaine)	Elevage bovin laitier	2000	1,33 (MBEE)	(Samson-Gueguen, 2003)
		Région de Pontivy-Loudéac	Elevage bovin laitier	2000	1,82 (MBEE)	(Samson-Gueguen, 2003)
		Région de Semur-en-Auxois (Côte d'Or)	Elevage bovin allaitant	1993	1,29 (MBEE)	(Vollet, 1998)
		Région d'Avallon, (Yonne)	Elevage bovin allaitant	1993	1,16 (MBEE)	(Vollet, 1998)
USA	X		Elevage laitier	1991	1,45 à 0, 57 (MIOP)	(Papadas and Dahl, 1999)
			Volailles	1991	1,96 à 1,58 (MIOP)	(Papadas and Dahl, 1999)
			Bovin viande	1991	2,20 à 0,51 (MIOP)	(Papadas and Dahl, 1999)
Suède		Région Östergötland	Elevage laitier	2004	1,18 (MIOP)	(Lindberg <i>et al.</i> , 2012)
Royaume-Uni			Bovin viande	2004	1,21 (MIOP)	(Lindberg <i>et al.</i> , 2012)
		Région East Wales	Elevage laitier	2004	1,26 (MIOP)	(Lindberg <i>et al.</i> , 2012)
			Bovin viande	2004	1,40 (MIOP)	(Lindberg <i>et al.</i> , 2012)
			Mouton	2004	1,41(MIOP)	(Lindberg <i>et al.</i> , 2012)
Vietnam	X		Toutes filières d'élevage confondues	2000	1,04 à 1,22 (MIOP)	(Civardi <i>et al.</i> , 2010)
Brésil	X		Industries laitières et produits dérivés	1999	2,25 (MIOP) à 12,7 (MIOE)	(Hilgemberg and Hilgemberg, 2014)
Canada		Eastern Ontario	Elevage laitier	1993	2,7 (MBEE), 1,2 (MIOP), 1,7 (MIOE)	(Van Hove, 1995)

(1) : MIOP = Multiplicateur Input-Output de Production ; MIOE = Multiplicateur Input-Output d'Emploi ; MBEE = Multiplicateur de la Base Economique de Revenu ; MBEE = Multiplicateur de la Base Economique d'Emploi (estimé par économétrie) ; MME : Multiplicateur estimé par la Méthode des Effets

Controverses

Des liens entre effets directs et induits conjoints sur environnement et emplois dans les filières d'élevage encore peu explorés : vers une remise en cause de la filière laitière néo-zélandaise en raison de ses effets conjoints environnementaux ?

Quelques rares études ont tenté d'apprécier dans quelles mesures les performances environnementale et sociale directe et induite des filières d'élevage pouvaient être conjuguées. L'une des rares études à se pencher sur l'impact environnemental et économique total du secteur de l'élevage concerne la Nouvelle-Zélande (Flemmer, 2012). L'auteure mobilise l'analyse input-output environnementale ou Environmental Input-Output Analysis (EIOA) (voir description de la méthode dans le chapitre 3) en l'appliquant à l'élevage laitier puis à l'industrie laitière de Nouvelle-Zélande pour les années 1997-1998. L'élevage laitier néo-zélandais a des effets indirects importants en intrants (et donc en emplois) sur l'approvisionnement en engrais, en fuel et en électricité, gaz, produits chimiques ou plastiques et en production de CO₂ et de méthane. Comparé aux autres secteurs primaires (y compris forestier), l'élevage laitier est le plus fort utilisateur de ressources en eau (le 3^{ème} pour l'utilisation d'électricité). L'industrie laitière est la seconde industrie la plus utilisatrice d'électricité et d'eau. Elle est aussi l'industrie la plus fortement exportatrice en termes de valeur ajoutée. Son rapport valeur ajoutée ou emplois rapporté à celui des ressources utilisées relativise les résultats obtenus : dernier rang pour l'utilisation de fuel et d'émission de CO₂.

Toutefois, les comparaisons réalisés avec les pays européens (France, Allemagne, Pays-Bas) montrent les faibles performances environnementales de l'industrie laitière néo-zélandaise : 96 tonnes de CO₂ par kilo tonne de lait cru contre 33 à 74 pour les pays européens (Ramirez *et al.*, 2006). Ces résultats seraient pour partie liés aux types de produits (proportion importante de production de poudre de lait gourmande en énergie en Nouvelle-Zélande ; fromages en Europe).

Par ailleurs, notons les avancées méthodologiques proposées par Monge *et al.*, qui ont proposé une matrice de comptabilité sociale intégrant à la fois les facteurs travail, capital et foncier appliquée à l'ensemble des 296 zones géo-climatiques (Major Land Resource Areas) des USA (Monge *et al.*, 2014). Ce type de modélisation peut ainsi permettre de montrer les effets d'une politique agro-environnementale ou climatique sur les marchés fonciers, des produits agricoles et du bien-être des ménages. En 2008, pour l'ensemble des USA, les 3 secteurs rémunérant le mieux le facteur foncier étaient l'élevage bovin et les oléo-protéagineux. Toutefois, la répartition de la rente foncière est très inégale : 77% pour les cultures et environ 11% chacun pour les prairies et les forêts.

Au niveau national français, Bertin *et al.* ont comparé le volume d'emploi moyen des exploitations concernées par tel ou tel type de démarches de qualité (agriculture biologique, production sous signe de qualité, circuit court) et de diversification para-agricole, ce qui, au total, représente la moitié des exploitations agricoles (en 2010) (Bertin *et al.*, 2016). Ils ont montré à partir d'un modèle d'appariement par score de propension sur caractéristiques observables que les exploitations engagées dans l'agriculture biologique génèrent un surplus d'emploi statistiquement significatif en polyculture-élevage, quelle que soit la taille de l'exploitation (à noter que c'est également le cas en viticulture et en grandes cultures). Dans les autres orientations, le surplus d'emploi n'est significatif que pour les petites exploitations comme pour les ovins-caprins (et maraîchage).

5.8.2. Les qualifications et les revenus des éleveurs

Points saillants

Des revenus qui restent faibles et fortement liés aux aides publiques

S'il est difficile de comparer les revenus de l'activité agricole à ceux des autres ménages, les revenus des actifs agricoles non-salariés connaissant des évolutions très variables d'une année sur l'autre, la mesure du niveau de vie révèle un niveau de vie inférieur au niveau moyen. De plus, le taux de pauvreté des agriculteurs reste très supérieur à la moyenne : 24% contre 13% en 2006, et l'écart tend à s'accroître (Gambino *et al.*, 2012). Cependant, il faut rappeler que ce calcul de la pauvreté, basé sur des flux de revenus, ne tient pas compte du patrimoine important dont disposent les exploitants agricoles. La tendance générale est en effet à une diminution du revenu net d'entreprise agricole (RNEA) global (baisse en termes réels de 56% entre 1960 et 2004). Néanmoins, le revenu moyen par actif non salarié dans l'agriculture a progressé sur la même période de 88%, car le nombre d'actifs non-salariés a diminué de trois quarts depuis 1960 (Gambino *et al.*, 2012). Le poids des aides dans le revenu des agriculteurs est très important, cependant il est mal vécu par les agriculteurs car il met en danger les fondements de leur identité professionnelle et les agriculteurs souhaiteraient « se passer des aides pourvu que le prix de leur produit reflète la valeur de leur travail » (Purseigle, 2005).

Des rémunérations faibles et peu dispersées pour les salariés

En 2005, la rémunération moyenne perçue par les salariés agricoles avoisine 1 200 euros et est inférieure de près de 32% à la rémunération moyenne des salariés français tous secteurs confondus. Les emplois du secteur agricole sont surtout des emplois d'exécution et la faible qualification de ces emplois se traduit logiquement par un niveau de salaire moyen-faible, un salaire global moyen proche de celui des ouvriers et une très faible proportion de salariés dépassant 1 500 euros : ils sont moins de 13% en agriculture contre plus de 50% tous secteurs confondus (Cahuzac and Détang-Dessendre, 2011).

Une amélioration du niveau de formation des éleveurs mais qui reste faible par rapport à d'autres pays européens

Les agriculteurs ont actuellement un niveau de formation proche de celui des employés et des professions indépendantes. Le niveau de formation des chefs d'exploitation ainsi que des co-exploitants et des salariés est en constante progression avec un nombre croissant ayant une formation initiale dans l'enseignement agricole (Bessière *et al.*, 2008 ; Gambino *et al.*, 2012). Le nombre d'agriculteurs ayant reçu une formation supérieure (équivalent BTS ou ingénieur) est également en augmentation (1% des chefs d'exploitation en 1988 et 8% en 2007). Les agriculteurs se forment également de plus en plus via la formation initiale générale ou technique, c'est-à-dire en dehors de l'enseignement agricole. La formation continue (4% des agriculteurs) reste encore minoritaire par rapport à d'autres catégories socio-professionnelles (par exemple les cadres). La durée des études s'est également allongée : un agriculteur sur 7 de moins de 40 ans a un niveau de formation Bac + 2. L'origine des élèves dans l'enseignement agricole a également évolué : si auparavant ils étaient originaires essentiellement de familles d'exploitants, à ce jour la part des enfants d'employés, d'ouvriers non agricoles et de cadres a fortement progressé. La part des élèves avec un projet d'installation a régressé : 92% des élèves n'ont pas vocation à devenir agriculteur. Une autre évolution de l'enseignement agricole est la féminisation des élèves. Si autrefois les femmes arrivaient dans la profession agricole par mariage, aujourd'hui elles sont de plus en plus à être formées avec des niveaux de formation de plus en plus élevés (Giraud and Rémy, 2008). Mais elles doivent encore faire face à un certain nombre de freins identifiés dans la littérature (Dahache, 2010). Cependant le niveau de formation des éleveurs en France reste plus faible que dans les pays du nord de l'Europe.

5.8.3. Organisation et conditions de travail en élevage : focus sur l'exploitation agricole, et quelques éléments sur l'industrie agro-alimentaire

Encadré 2 : Considérations méthodologiques pour analyser le travail en élevage selon trois dimensions

Les synthèses bibliographiques sur le travail en élevage (Dedieu and Serviere, 2012) montrent que le travail des éleveurs peut être abordé selon trois dimensions. Dans une vision de l'exploitation vue comme une entreprise et d'un système d'élevage comme le tryptique « homme-troupeau-ressources », le travail est une ressource qui doit être optimisée. Une autre approche considère le travail comme un système complexe d'activités dans le temps, où l'éleveur est organisateur de son travail. Elle rend compte de la combinaison entre viabilité et vivabilité du projet de l'éleveur, c'est-à-dire le compromis entre dimension économique et qualité de vie. Le travail est alors décrit comme une organisation (qui fait quoi et quand) et formalisé comme un système d'interactions entre les conduites d'élevage, les équipements-bâtiments, la main-d'œuvre et les autres activités (privées et non agricoles). La troisième approche est centrée sur l'homme et sa subjectivité, ce qu'il met en jeu dans le travail et ce que le travail lui permet de devenir.

5.8.3.1. Le travail en élevage : main-d'œuvre, temps de travaux, métier

Points saillants

Diminution et évolution de la main-d'œuvre agricole

En France le secteur agricole est marqué par la baisse de la population active agricole : 3% en 2008 contre 8% en 1980. Ce constat est similaire dans l'Union européenne avec la disparition du quart de l'emploi agricole entre 2000 et 2009. Ce phénomène est encore plus fortement marqué (30%) dans les nouveaux états membres (Bulgarie, République Tchèque, Roumanie) (Gambino *et al.*, 2012). Cette baisse de l'emploi agricole s'explique en partie par les gains importants de productivité réalisés ces dernières décennies (Charroin *et al.*, 2012). La population agricole vieillit. En 1980 les chefs d'exploitation et les coexploitants de plus de 60 ans représentaient 15,2% de la population agricole, alors que leur part est de plus de 20% en 2010. De même la part des chefs d'exploitation de moins de 35 ans a diminué de 19% à 12% sur la même période. Des changements marquent également la main-d'œuvre sur les exploitations avec :

- la diminution continue et régulière du nombre de chefs d'exploitation, et de la main-d'œuvre familiale (femmes, bénévoles) (Bessière *et al.*, 2008; Dufour and Giraud, 2012) ;

- l'augmentation du recours aux entreprises agricoles et aux Cuma (Anzalone and Purseigle, 2014) ;

- l'augmentation du recours au salariat qu'il soit saisonnier ou permanent, même si le nombre est encore faible dans les exploitations de bovins par rapport aux filières végétales (Gambino *et al.*, 2012).

Un travail des femmes en élevage moins invisible

La proportion de femmes chefs d'exploitation ou coexploitantes augmente, passant de 12 % en 1988 à 27 % en 2010, du fait que les femmes succèdent plus souvent à leur mari lorsque celui-ci part à la retraite. Le statut des femmes évolue également en passant d'aide familiale au statut de coexploitant (Bessière *et al.*, 2008).

Egalement de plus en plus de femmes s'installent en individuel sur les exploitations. En 2009, 22 % des jeunes agriculteurs aidés étaient des femmes et celles-ci représenteraient une part encore plus grande des installations non aidées : entre 40 % et 45 % (Gambino *et al.*, 2012). Les femmes s'installent préférentiellement sur des exploitations de bovins lait (19 %), lait-viande, viande et polyélevage (Dufour and Giraud, 2012). Les femmes sont aussi présentes dans le salariat agricole. La progression des filles dans les effectifs des formations agricoles laisse penser que cette féminisation se poursuivra dans les années à venir (Dahache, 2010). La féminisation du travail en élevage a des conséquences telles que le recours plus important à la main-d'œuvre extérieure, à la mécanisation, aux services de remplacement, corollaires d'un autre rapport au travail qui laisse plus de place à la vie familiale (Dahache, 2010).

Une substitution progressive entre travail familial et travail salarié avec des différences entre filières animales

Si le nombre d'actifs agricoles familiaux diminue, le nombre de salariés augmente. Le salariat non familial, qui se substitue peu à peu à la main-d'œuvre familiale sur l'exploitation, peut être de nature fort diverse (Cahuzac and Détang-Dessendre, 2011). Il peut être permanent, c'est-à-dire relatif à des personnes embauchées à temps complet ou partiel, mais travaillant de façon régulière sur l'exploitation (toutes les semaines ou tous les mois). Cependant la main-d'œuvre salariée reste encore peu formée, masculine et plutôt jeune (Cahuzac and Détang-Dessendre, 2011). Des différences sont observées entre filières animales. Le recours au salariat est ancien et fréquent dans les productions porcines et avicoles, et plus récent et moins nombreux en élevage bovin laitier. En élevage granivore, dans les formes de recours à de la main-d'œuvre non familiale, le salariat permanent reste prédominant (en % d'UTA non familiale) et s'accroît légèrement, passant de 77 % en 1988 à 80 % en 2010, tandis que le salariat saisonnier diminue au profit des ETA et Cuma. Pour l'élevage laitier, le salariat saisonnier, qui était la forme la plus fréquente de recours à de la main-d'œuvre non familiale en 1988 (44 %), a diminué au profit du salariat permanent devenu prédominant en 2010 (57 %). ETA et Cuma représentent désormais plus de 10 % de la main-d'œuvre non familiale. Cependant les éleveurs sont parfois confrontés à un turnover important des salariés et à une difficulté pour pérenniser l'emploi de salariés sur leur exploitation. Les enjeux portent également sur le recrutement (comment trouver le « bon » salarié), sur l'apprentissage de la délégation et de la confiance pour l'éleveur (Madelrieux *et al.*, 2015b).

Forte variabilité des temps de travaux

L'élevage suppose un temps d'astreinte en moyenne deux fois supérieur à la durée légale du travail mais avec une forte hétérogénéité entre types d'élevages, les situations les plus défavorables touchant les éleveurs travaillant seuls. Les études existantes montrent également la variabilité des temps de travaux et de la productivité du travail entre les élevages au Nord comme au Sud avec des facteurs explicatifs de cette diversité tels que les équipements disponibles, la composition de la main-d'œuvre, le type de conduite technique, les rationalités de l'éleveur, la localisation de l'exploitation (Aubron *et al.*, 2009 ; Charroin *et al.*, 2012 ; Cournut and Chauvat, 2012 ; Cournut *et al.*, 2010 ; Dedieu and Serviere, 2012 ; Dedieu and Servière, 2011 ; Hostiou *et al.*, 2014b). Ainsi, une étude réalisée en France auprès de 630 exploitations réparties dans huit filières animales (bovin lait et viande, ovin lait et viande, caprin laitier et fromager, porc et volaille), met en évidence la variabilité des temps de travaux (Cournut and Chauvat, 2012). Le travail d'astreinte (TA) moyen par exploitation est de 2 800 heures par an. Mais ces temps de travaux sont très hétérogènes entre exploitations selon les filières animales, et le nombre de travailleurs. Il n'y a cependant pas de différence entre systèmes mixtes et spécialisés. Les exploitations caprines fromagères se distinguent nettement avec un travail d'astreinte pratiquement double par rapport à la moyenne observée sur l'échantillon, du fait d'un nombre important d'animaux à traire. Les exploitations porcines ont également des temps de travaux élevés : des tâches ne peuvent pas être différées, en raison de la succession de bandes d'animaux, et correspondent au nettoyage des bâtiments et à la manipulation des animaux (incluses dans les travaux de saison pour les herbivores et les volailles). Les exploitations bovin viande et volaille ont les volumes de travaux les moins importants. Cependant la vivabilité du travail est

questionnée lorsque les éleveurs sont seuls sur l'exploitation. Or cela concerne près de la moitié des élevages de l'échantillon étudié. En effet, alors que la marge de manœuvre en temps (TDC/pCB qui correspond au temps disponible calculé (TDC) par personne composant la cellule de base (pCB) active dans l'exploitation), est en moyenne de 1 000 heures par an et pCB, elle est réduite pour les éleveurs seuls à 850 heures (contre 1 100 heures pour 2 actifs et plus par élevage). Les élevages caprins, lourdement chargés en travail d'astreinte, ont des disponibilités très faibles (moins de 700 heures par an) alors que les élevages bovins viande en ont le plus (1 070 heures par an). La variabilité au sein d'une même filière est également importante. Les situations les plus défavorables (TDC/pCB inférieur à 800 heures par an) qui représentent 30% de l'échantillon, sont plus fréquentes chez les éleveurs de chèvres travaillant seuls, où ce taux atteint les 71%. *A contrario*, ces situations sont les plus rares pour les élevages ovins lait (19%).

Impact de la conduite technique sur la durée et la répartition du travail

La bibliographie montre également que la conduite technique joue sur la durée et la répartition du travail. Certains systèmes d'élevage induisent des charges de travail très élevées (Dedieu and Serviere, 2012). C'est par exemple le cas du gardiennage de troupeaux en milieu pastoral (entre 3,5 h et 11 h par jour selon les saisons en élevage ovin cévenol). En élevage bovin allaitant, les périodes de mise bas ou de la durée d'hivernage ont des implications fortes sur la répartition du travail d'astreinte sur l'année, la durée et l'intensité des périodes de pointe, et les concurrences avec le travail de saison. En production porcine, le type de conduite en bandes a des répercussions fortes sur l'organisation hebdomadaire du travail (Martel *et al.*, 2008). Cette relation forte entre les choix techniques et la durée du travail a justifié l'effort de recherche sur des techniques d'élevage simplifiées, touchant l'alimentation, le rythme de traite ou la configuration du système (par exemple la concentration des mises bas sur trois mois pour fermer la salle de traite en élevage laitier) (Hostiou and Fagon, 2012).

Les types de conduite technique adoptés par les éleveurs sont liés aux rapports que les éleveurs ont avec leur travail (Chauvat *et al.*, 2014). Ainsi des auteurs (Commandeur, 2006; Lémery, 2003) montrent que les conceptions que les éleveurs ont de leur métier (entrepreneur, artisan, animalier...), au travers du concept de « *farming styles* » et d'identité professionnelle, déterminent des orientations techniques et productives. Certaines pratiques d'élevage, par exemple le biberonnage des agneaux, sont également choisies par les éleveurs du fait du sens qu'ils mettent dans leur travail (de l'identité, du relationnel, du goût pour la technique...) et dans leur rapport aux animaux (Fiorelli *et al.*, 2012). Les attentes de travail, en particulier de temps libre, influent également sur les pratiques d'élevage. Par exemple en production porcine, Martel *et al.* ont mis en évidence l'impact des attentes d'allègement du travail le week-end ou de maîtrise de la durée quotidienne du travail d'astreinte sur les procédures de gestion des mises bas (déclenchement ou non de la parturition, assistance, soins aux nouveaux nés) et des inséminations (durée et rythme de surveillance des chaleurs, fréquences des inséminations artificielles successives) (Martel *et al.*, 2008).

La bibliographie montre un désaccord sur les types de systèmes d'élevage qui conduisent à une meilleure qualité de vie et à un travail plus épanouissant pour les éleveurs. En effet certains auteurs aux Etats-Unis soulignent que les systèmes d'élevage plus herbagers exprimeraient une amélioration de leurs conditions de travail (Brummel and Nelson, 2014). D'autres études montrent à l'inverse que les éleveurs adoptent des systèmes zéro-pâturage du fait de la meilleure efficacité du travail, raison donnée par les éleveurs pour passer d'un système avec pâturage à un système en zéro-pâturage (Meul *et al.*, 2012; Riedel *et al.*, 2007).

Controverses

Détérioration du travail avec l'industrialisation de l'élevage ? Si l'intensification des élevages est présentée comme une voie pour améliorer les conditions de travail ou encore la productivité du travail (Besser and Mann, 2015), des auteurs montrent cependant que le processus d'industrialisation de l'élevage détériore le travail en

élevage (Porcher, 2003) du fait de l'augmentation du nombre d'animaux par travailleur, du manque de temps, de la répression de l'affectivité dans le travail, de l'altération du rapport à soi et aux autres, de la souffrance des animaux (Dufour and Giraud, 2012). La part affective et relationnelle est alors mise de côté, déni affectant le sens du métier. Comme le cite Dufour les règles du métier, le système symbolique, et les cadres cognitifs de l'activité d'élevage sont malmenés, générant de la souffrance au travail et interrogeant l'éthique du travail (Dufour and Giraud, 2012).

Lacunes :

Des systèmes d'élevage agro-écologiques avec moins de travail ?

La transition de systèmes d'élevage vers des formes plus agro-écologiques, notamment le recours à moins d'intrants et la recherche d'autonomie, induirait une amélioration des conditions de travail des éleveurs (Lusson *et al.*, 2014). Cependant la réduction de la charge de travail n'est pas systématique comme l'indique le rapport « Demain la ferme France : Vers des agricultures à hautes performances » (Guyomard *et al.*, 2013) qui montre un possible accroissement de la charge de travail, de sa technicité, de sa complexité, voire de sa pénibilité. En effet la transition vers des formes plus agro-écologiques des systèmes d'élevage modifie le contenu du travail avec davantage d'observations et de travail dehors. La transition vers l'autonomie a également été étudiée : elle revient à mettre en place une nouvelle cohérence de l'activité. Elle renvoie à un processus de singularisation du travail : construire un système de production agricole reposant en premier lieu sur le potentiel du milieu nécessite d'adapter, via un processus d'apprentissage personnel, ses façons de faire à ce potentiel que l'on découvre pas à pas. Chaque éleveur mobilise des outils qui font ressource pour lui (instruments), qu'ils soient d'ordre matériel (faneuse, bineuse, herbomètre, ...) ou cognitif (méthode de pâturage, méthodes de diagnostics concernant la santé animale, les consommations d'énergie, les minéraux importés...) (Coquil *et al.*, 2014). La connaissance de ce qui se joue concrètement en termes de transformation du travail reste aujourd'hui un chaînon manquant dans l'appréhension globale de l'agroécologie et des chemins qui y conduisent.

5.8.3.2. Les conséquences du travail

Points saillants

Santé au travail en agriculture : une question qui n'est plus un tabou

Des chiffres sont mis à disposition en France par la MSA sur les accidents du travail et maladies professionnelles en élevage indiquant un nombre d'arrêts de travail en diminution, mais des périodes d'arrêt qui s'allongent (60 jours en 2013). Si le travail physiquement pénible diminue (moindres efforts physiques intenses et de longue durée, en lien avec la mécanisation, l'automatisation et l'informatisation du travail), la pénibilité mentale (sur-mobilisation des fonctions cognitives du travailleur en lien avec un environnement politico-économique de plus en plus incertain et une démultiplication des tâches et exigences) quant à elle serait accrue (Madelrieux *et al.*, 2015a).

Les données sur le suicide en agriculture semblent assez peu abordées dans la littérature mondiale. Les études francophones existantes sont le plus souvent anciennes ou très générales d'après Spoljar (Spoljar, 2014). Toutefois, les institutions spécialisées dans les enquêtes épidémiologiques en santé au travail (InVS – Institut national de veille sanitaire) et en santé publique (DGS – Direction générale de la santé) ont fourni des évaluations quantifiées sur des taux de mortalité par suicide. Une étude réalisée par l'Institut National de Veille Sanitaire en 2013 (Bossard *et al.*, 2013) met en évidence que la catégorie sociale des agriculteurs exploitants est celle présentant la mortalité par suicide la plus élevée parmi toutes les catégories sociales en France. Ce même

phénomène est observé en Europe et dans d'autres pays au monde (Australie, Canada, Corée) (Bossard *et al.*, 2013). Cette étude a tenté de mieux quantifier le nombre de suicides en agriculture en France entre 2007 et 2009. Le taux de mortalité par suicide atteint 32,5% pour 100 000 en 2007, 34,9 pour 100 000 en 2008, et 35,9 pour 100 000 en 2009 dépassant celui enregistré chez les ouvriers (31,8 pour 100 000), pourtant de loin le plus élevé chez les salariés tous secteurs confondus (24,7 pour 100 000). Les taux de suicide sont plus élevés dans les classes d'âge de 45 à 64 ans et dans les filières d'élevage bovins-lait et bovins-viande. Kolstrup *et al.* ont réalisé une synthèse des facteurs expliquant les taux élevés de dépressions et suicides en élevage laitier (fort niveau de stress lié à l'activité, accès facile à des armes à feu, à des pesticides ou médicaments, difficultés financières, sentiment d'échec, manque de soutien social, isolement, attitude personnelle face à l'acceptation de la situation et la recherche de soutien, exposition à des pesticides) (Kolstrup *et al.*, 2013). D'autres études pointent les causes organisationnelles ou encore sociales et culturelles (Madelrieux *et al.*, 2015a).

Si le suicide est la troisième cause de décès chez les exploitants, la première cause est le cancer, et la seconde les maladies cardiovasculaires chez les hommes, et les pathologies de l'appareil circulatoire chez les femmes. La profession agricole est aussi marquée par des maladies professionnelles, notamment des troubles musculo-squelettiques (TMS) dont un tiers est dû au mal de dos, 30% du syndrome du canal carpien. Les maladies respiratoires sont la troisième cause de maladie professionnelle. Il semblerait que si les hommes sont les plus touchés, les femmes déclareraient plus de maladies professionnelles (Gambino *et al.*, 2012). Les éleveurs sont particulièrement affectés par les coups portés par les animaux, les maladies et troubles respiratoires dans les bâtiments pour les productions hors-sol (porcs et volailles) ou encore de TMS (systèmes en cages en production avicole et cunicole).

Dans les industries agro-alimentaires, en particulier les abattoirs, les conditions de travail des opérateurs sont également abordées dans la bibliographie scientifique en France comme en Europe (Caroli *et al.*, 2009). Cependant ces auteurs pointent que les conditions de travail dans les industries agro-alimentaires auraient plus fait l'objet de travaux au Danemark et aux Pays-Bas (Caroli *et al.*, 2009). Le secteur de l'industrie agro-alimentaire est marqué par la fréquence de maladies ou d'accidents de travail et par des conditions de travail difficiles telles que des tâches répétitives, des postures debout, des bruits, des températures souvent froides (Caroli *et al.*, 2009; Chatigny and Vezina, 1995; Hasle and Moller, 2007). Ces différents risques sont bien identifiés dans la littérature, avec notamment une synthèse bibliographique réalisée dans le cas des abattoirs en Nouvelle-Zélande (Tappin *et al.*, 2006). Les problèmes de santé relevés sont de divers ordres, sans que le nombre de travailleurs concernés soit quant à lui estimé : TMS, douleurs dorsales et articulaires, problèmes gastro-intestinaux, bronchites et rhumatismes, (Griefahn *et al.*, 1997), ainsi que charge mentale (Neupane *et al.*, 2014). Une synthèse bibliographique réalisée dans le cas des abattoirs en Nouvelle-Zélande recense les différentes stratégies pour améliorer les conditions de travail dans les abattoirs (Tappin *et al.*, 2006). Des auteurs ont conduit des études sur des points plus spécifiques comme des besoins en formation adaptée (par exemple pour l'affilage du couteau) (Chatigny and Vezina, 1995) ou encore l'automatisation de tâches telles que la découpe (Caroli *et al.*, 2009; Hinrichsen, 2010). Cependant les impacts négatifs de l'automatisation des tâches dans les abattoirs sont également pointés par des auteurs (Caroli *et al.*, 2009) du fait de l'accroissement du rythme de travail des opérateurs.

Lacunes

Des difficultés persistantes pour évaluer la santé des éleveurs

Si des chiffres permettent de mieux quantifier le nombre de suicides des éleveurs en France, il reste quand même des difficultés pour évaluer le nombre de suicides (sous-évaluation, formes opaques de suicide) et pour identifier les causes (Spoljar, 2014). En outre, les sources de mal-être au travail sont multiples et ne renvoient pas au seul travailleur car elles sont aussi liées au rapport au travail des individus, à l'organisation du travail et

aux collectifs venant asseoir pratiques et reconnaissance. Il y a donc un enjeu à considérer les transformations des exploitations, des territoires et des filières dans lesquelles elles sont implantées, et d'envisager les liens entre travail et santé comme analyseur des transformations du travail et de l'emploi (Madelrieux *et al.*, 2015a).

De même les conditions de travail souvent précaires des salariés souvent d'origine étrangère dans les élevages hors sol dans différents pays européens (Espagne, Allemagne....) sont questionnées même si les références bibliographiques sont quasi inexistantes sur ce sujet.

Controverses

Simplifications de la conduite technique : réduction ou non de la productivité économique ?

Une controverse existe sur les conséquences de la simplification des pratiques sur les temps de travaux et la productivité économique. Des auteurs montrent que des simplifications de pratiques d'élevage ou le recours à des équipements permettraient de réduire la quantité de travail sans impact, ou avec peu, sur la productivité. Par exemple en Espagne, Bernués *et al.* montrent que l'utilisation de nouvelles technologies telles que le Global Positioning System (GPS) ou le Geographic Information System (GIS) sont efficaces pour la conduite des animaux au pâturage (Bernués *et al.*, 2011). De même, la simplification de pratiques d'élevage (réduction des périodes en bergerie avec des périodes de pâturage tardives, réduction de la fréquence de distribution des aliments ou encore l'introduction du libre-service) diminue la quantité de travail avec des pertes de productivité réduites (Bernués *et al.*, 2011; Hostiou and Fagon, 2012). Cependant d'autres auteurs montrent que la réduction du temps de travail dans les élevages liée aux attentes des éleveurs de travailler moins induit parfois une réduction du profit, avec la pratique de la monotraite dans les élevages laitiers (Clark *et al.*, 2007 ; Kvapilík *et al.*, 2015) ou le changement des rythmes d'alimentation (Olaizola *et al.*, 2008).

5.8.3.3. Les nouvelles formes de travail dans les élevages

Points saillants

Nouvelles organisations collectives entre éleveurs

Les collectifs de travail dans les exploitations d'élevages sont en pleine restructuration avec une implication moindre des conjointes dans le travail sur l'exploitation, le développement du salariat et la place croissante du travail en groupe (Cuma, Eta) (Dufour and Giraud, 2012). De nouvelles modalités d'organisation et de coopération entre agriculteurs se mettent en place avec l'émergence et le développement de diverses formes d'arrangement collectifs organisés par les agriculteurs autour de leurs activités productives telles que l'assolement en commun, la transformation/commercialisation des produits, ou encore des formes de coopération agricole (Lucas *et al.*, 2014 ; Thomas *et al.*, 2015). Si l'entraide familiale dans les exploitations régresse, les prestations de services prennent de nouveaux contours et contribuent à une dissociation opérationnelle entre la propriété, le capital d'exploitation et le travail. Si les ETA et les Cuma intégrales sont deux dispositifs de prestation favorisant le maintien de l'activité et de la transmission familiale des exploitations, elles ont cependant un effet sur la dimension familiale du travail en réduisant sa part, en faisant changer la gouvernance de l'exploitation et en distinguant le capital d'exploitation et le patrimoine familial (Anzalone and Purseigle, 2014).

Réduction de la charge de travail et de la pénibilité physique avec les nouvelles technologies

La recherche d'amélioration de l'efficacité et de la productivité pour répondre au contexte économique et structurel actuel motive l'innovation technologique en élevage. Ainsi, « l'élevage de précision » se définit par

l'utilisation coordonnée d'automatismes, de capteurs pour mesurer des paramètres relatifs aux animaux ou aux bâtiments d'élevage et de Technologies de l'Information et de la Communication (TIC) pour échanger, transformer, stocker et restituer ces informations. La plupart des auteurs s'accordent pour mettre en avant le temps gagné grâce aux nouvelles technologies quand elles sont associées à des automates qui assurent la traite, la distribution de l'alimentation, la surveillance des animaux, la régulation de l'ambiance des bâtiments en lieu et place de l'éleveur (Hostiou *et al.*, 2014a). Le temps libéré peut être réinvesti dans des tâches de production ou de pilotage de l'exploitation, mais aussi dans des activités personnelles. Toutefois, l'introduction des automates et du numérique dans les exploitations induit de nouvelles tâches de maintenance des outils et d'analyse des informations issues de ces outils (Schewe and Stuart, 2015). Ces opérations, peuvent, dans certains cas, diminuer les gains de temps bruts consécutifs à la suppression de la tâche elle-même. Les technologies de précision remplacent le travail physique par des tâches de gestion (De Koning, 2010) consistant notamment à vérifier, souvent plusieurs fois par jour, les informations produites, à partir d'alertes préalablement paramétrées ce qui réduit, par nature, la pénibilité physique du travail dans l'élevage.

Lacunes

Objectiver les conséquences sur le travail et le métier des technologies de précision

Les conséquences de l'élevage de précision sur le travail et le métier des éleveurs des technologies de précision du point de vue de la durée du travail, de son organisation et sa productivité, de la santé physique et mentale, des nouvelles tâches et donc des compétences induites (gestion des automates et des données produites) sont encore très peu instruites dans la littérature scientifique. Elles restent donc largement à objectiver afin de produire un argumentaire sur ces nouvelles technologies. Une attention particulière serait à porter à la charge mentale car ces nouvelles technologies peuvent avoir un effet positif sur la réduction de la charge mentale des éleveurs car elles aident à anticiper chez les animaux des signes physiologiques ou sanitaires qui sont parfois peu visibles pour l'œil humain (changement de température, fréquence cardiaque, etc.). Cependant, la charge mentale liée à l'utilisation des technologies de précision peut être accrue. En effet, un nombre important et régulier d'informations est produit par certains capteurs rendant difficile la sélection des informations utiles pour la prise de décision (Hansen, 2015; Schewe and Stuart, 2015). Les changements de représentations du métier (davantage de travail de gestion des données, modernité des technologies...) et les relations à l'animal sont également à mieux appréhender. L'élevage de précision est susceptible d'exercer un attrait pour le métier notamment de jeunes en quête de modernité, mais peut aussi se révéler sources d'échecs s'il n'est pas adapté aux besoins et aux compétences des éleveurs (Hostiou *et al.*, 2014a).

Comment rendre le métier d'éleveur plus attractif ?

Des études dans différents pays européens mettent en avant que les conditions de travail conduiraient à un désengagement des jeunes générations dans l'activité d'élevage, et ce dans les différentes filières animales. Les études menées en Italie (Battaglini *et al.*, 2014) et en Espagne (Bernués *et al.*, 2011 ; Caballero, 2001) soulignent que le maintien de systèmes d'élevage traditionnels, qui ont des impacts positifs sur l'environnement, est fragilisé par le non remplacement des éleveurs par de nouvelles générations. Les jeunes manifesteraient un manque d'intérêt pour l'installation en tant qu'éleveurs du fait de dures conditions de travail (qui seraient dues aux charges de travail élevées) ainsi qu'un manque de reconnaissance sociale. Le problème d'attractivité du métier ne concerne pas que les éleveurs car sont aussi touchés des métiers de l'aval et de l'amont. Pour la plupart des travailleurs dans les abattoirs, ce travail n'est pas leur premier choix (Hinrichsen, 2010). Les bouchers doivent faire face à des problèmes de recrutement conduisant à la fermeture de boutiques. Des actions sont mises en place pour faire connaître ce métier, et favoriser ainsi de futures vocations ou reconversions (bouchers ambassadeurs, films, livret d'information, portes ouvertes...) (Viret, 2001). La profession des vétérinaires en milieu rural est également confrontée à une baisse régulière du nombre de praticiens depuis 30 ans et à la

difficulté à transmettre la clientèle. Des travaux ont permis de mieux comprendre les motivations et freins au métier de vétérinaire rural (conditions de travail, relations à l'éleveur, environnement de travail), ainsi que le rôle crucial de la formation des étudiants vétérinaires au travers des stages (Dernat and Siméone, 2014). Pour toutes ces professions (éleveurs, vétérinaires en rural, bouchers), les quelques études identifiées mettent en avant le rôle fondamental de la formation (Dernat and Siméone, 2014 ; 2015 ; Viret, 2001). Cependant les raisons de cette désaffection et de la faible attractivité du métier d'éleveur par les jeunes restent encore peu explorées dans la bibliographie scientifique d'une part sur l'ampleur du phénomène et d'autre part sur les motivations. Renforcer l'attractivité des métiers d'élevage nécessiterait d'agir sur trois facteurs : l'image des métiers (donner envie aux nouvelles générations de devenir éleveur ou salarié, valoriser l'image), les conditions d'exercice du métier (métier viable et vivable), l'accès au métier (installation).

Controverses

Main d'œuvre dans les exploitations : pluriactivité ou non ?

Une controverse est identifiée sur le rôle de la pluriactivité sur la main-d'œuvre dans les exploitations. La bibliographie souligne des concurrences pour la main-d'œuvre entre des activités agricoles et non agricoles. En effet la main-d'œuvre sur les exploitations peut être mobilisée par des activités non agricoles (par exemple le tourisme) et donc se retrouver moins impliquée dans les activités d'élevage sur les exploitations. L'attrait pour la pluriactivité est d'autant plus grand dans les zones touristiques. Ainsi en Espagne, où de nombreux éleveurs sont impliqués dans la pluriactivité (Garcia-Martinez *et al.*, 2009), la moindre force de travail dans les élevages a pour conséquence une réduction de l'activité d'élevage avec la diminution de la taille du cheptel et/ou moins d'engraissement. Les surfaces pâturées diminueraient également car elles requièrent une force de travail plus importante. Ces changements dans l'utilisation des terres seraient une première étape de l'abandon des surfaces. Cependant d'autres auteurs soulignent que la coexistence entre activités d'élevage et pluriactivité permet aussi de maintenir les familles dans les élevages du fait des compléments de revenus exploitations. La diversification des activités jouerait donc des rôles différents sur la place de l'élevage dans les exploitations (López-i-Gelats *et al.*, 2011).

Références bibliographiques

- Anzalone, G.; Purseigle, F., 2014. Délégation d'activités et sous-traitance: au service de la transmission de l'exploitation et d'un patrimoine. P. Gasselin, J.-P. Choisis, S. Petit et F. Purseigle, *L'agriculture en famille: travailler, réinventer, transmettre*, EDP Science. 327-338.
- Aubron, C.; Cochet, H.; Brunschwig, G.; Moulin, C.H., 2009. Labor and its Productivity in Andean Dairy Farming Systems: A Comparative Approach. *Human Ecology*, 37 (4): 407-419. <http://dx.doi.org/10.1007/s10745-009-9267-9>
- Battaglini, L.; Bovolenta, S.; Gusmeroli, F.; Salvador, S.; Sturaro, E., 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science*, 13 (2): 3155. <http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2014.3155>
- Bernués, A.; Ruiz, R.; Olaizola, A.; Villalba, D.; Casasus, I., 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science*, 139 (1-2): 44-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.018>
- Bertin, C.; Cébron, D.; Masero, J.; Massis, D., 2016. Démarches de qualité / diversification et emploi. *Agreste Les Dossiers*, n°34 - Juillet 2016: 25 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier34_integral.pdf
- Besser, T.; Mann, S., 2015. Which farm characteristics influence work satisfaction? An analysis of two agricultural systems. *Agricultural Systems*, 141: 107-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.10.003>
- Bessière, C.; Giraud, C.R.M.; Renahy, N., 2008. Famille, travail, école et agriculture. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 88 (3): 5-19.
- Bono, P.; Touzard, J.-M., 1999. La contribution de l'agriculture à l'emploi régional [Questions de méthodes et application au Languedoc-Roussillon]. *Économie rurale*, 253 (1): 71-79.
- Bossard, C.; Santin, G.; Guseva Canu, I., 2013. *Surveillance de la mortalité par suicide des agriculteurs exploitants. Premiers résultats*. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire, 26 p. . http://www.invs.sante.fr/content/download/77471/284015/version/1/file/rapport_surveillance_mortalite_suicide_agriculteurs_exploitants.pdf
- Brummel, R.F.; Nelson, K.C., 2014. Does multifunctionality matter to US farmers? Farmer motivations and conceptions of multifunctionality in dairy systems. *Journal of Environmental Management*, 146: 451-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.034>
- Caballero, R., 2001. Typology of cereal-sheep farming systems in Castile-La Mancha (south-central Spain). *Agricultural Systems*, 68 (3): 215-232. [http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x\(01\)00009-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x(01)00009-9)
- Cahuzac, É.; Détang-Dessendre, C., 2011. Le salariat agricole. Une part croissante dans l'emploi des exploitations mais une précarité des statuts. *Économie rurale*, (3): 82-92.
- Cardenete, M.A.; Boulanger, P.; Delgado, M.D.C.; Ferrari, E.; M'Barek, R., 2014. Agri-food and Bio-based Analysis in the Spanish Economy Using a Key Sector Approach. *Review of Urban and Regional Development Studies*, 26 (2): 112-134. <http://dx.doi.org/10.1111/rurd.12022>

Caroli, E.; Gautie, J.; Lamanthe, A., 2009. The French food-processing model: High relative wages and high work intensity. *International Labour Review*, 148 (4): 375-394.

Charroin, T.; Veyssset, P.; Devienne, S.; Fromont, J.L.; Palazon, R.; Ferrand, M., 2012. Productivité du travail et économie en élevages d'herbivores : Définition des concepts, analyse et enjeux. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 193-210.

Chatigny, C.; Vezina, N., 1995. Work analysis and learning of a complex task - study of the knife sharpening activity in a slaughterhouse. *Travail Humain*, 58 (3): 229-252.

Chauvat, S.; Servière, G.; Cournut, S., 2014. Prendre en compte différentes dimensions du travail en élevage pour mieux accompagner les éleveurs. 21. *Rencontres Recherches Ruminants*, 343-346.

Civardi, M.; Pansini, R.V.; Lenti, R.T., 2010. Extensions to the Multiplier Decomposition Approach in a Sam Framework: An Application to Vietnam. *Economic Systems Research*, 22 (2): 111-128.

Clark, D.A.; Caradus, J.R.; Monaghan, R.M.; Sharp, P.; Thorrold, B.S., 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50 (2): 203-221.

Commandeur, M.A.M., 2006. Diversity of pig farming styles: understanding how it is structured. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 54 (1): 111-127.

Coquil, X.; Béguin, P.; Dedieu, B., 2014. Transition to self-sufficient mixed crop-dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (03): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170513000458>

Cournut, S.; Chauvat, S., 2012. L'organisation du travail en exploitation d'élevage: analyse de 630 Bilans Travail réalisés dans huit filières animales. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 101-112.

Cournut, S.; Servière, G.; Hostiou, N.; Chauvat, S.; Dedieu, B., 2010. L'organisation du travail en exploitations familiales d'élevage. *Cahiers Agricultures*, 19 (5): 338-347. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2010.0420>

Dahache, S., 2010. La singularité des femmes chefs d'exploitation. In: Bertrand Hervieu, N.M., Pierre Muller, François Purseigle et Jacques Rémy (dirs.), ed. *Les mondes agricoles en politique*. Paris: Presses de Sciences Po, 93-110.

Daucé, P.; Léon, Y., 2003. Analyse d'un mécanisme de polarisation économique dans une région rurale : l'exemple de la région de Lamballe en Bretagne. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, (5): 925-950.

De Koning, C.J.A.M., 2010. Automatic milking—common practice on dairy farms. *Proc. First North American Conf. Precis. Dairy Management and The Second North American Conf. Robotic Milking*. Toronto, Canada, 52- 67.

Dedieu, B.; Serviere, G., 2012. Vingt ans de recherche-développement sur le travail en élevage : acquis et perspectives. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 85-99.

Dedieu, B.; Servière, G., 2011. Les modèles du travail en élevage : point de vue des zootechniciens des systèmes d'élevage. *Le travail en agriculture : son organisation et ses valeurs face à l'innovation*. Editeur L'Harmattan, 81-89. <http://www.editions-harmattan.fr/index.asp?navig=catalogue&obj=livre&no=33335>

Dernat, S.; Siméone, A., 2014. Représentations socio-professionnelles et choix de la spécialisation: le cas de la filière vétérinaire rurale. *Revue internationale de pédagogie de l'enseignement supérieur*, 30 (2): 1-24. <http://ripes.revues.org/pdf/832>

Dernat, S.; Siméone, A., 2015. Stages et transition professionnelle dans l'enseignement supérieur. Une approche psychosociale du cursus vétérinaire. *Questions Vives. Recherches en éducation*, (24): 1-24. <http://questionsvives.revues.org/pdf/1753>

Dufour, A.; Giraud, C., 2012. Le travail dans les exploitations d'élevage bovin laitier est-il toujours conjugal ? *INRA Productions Animales*, 25 (2): 169-180.

Fiorelli, C.; Mouret, S.; Porcher, J., 2012. Les rationalités du travail avec les animaux d'élevage : produire, vivre ensemble et se construire. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 181-192.

Flemmer, C., 2012. Environmental Input-Output Analysis of the New Zealand Dairy Industry. *International Journal of Sustainable Development*, 15 (4): 313-333. <http://dx.doi.org/10.1504/IJSD.2012.050030>

Gambino, M.; Laisney, C.; Vert, J., 2012. *Le monde agricole en tendances. Un portrait social prospectif des agriculteurs*. Paris: Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire-La Documentation française, Paris, 117 p. <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/62084?token=59e0fc7a7c404df3c34d89f33adcab64>

Garcia-Martinez, A.; Olaizola, A.; Bernués, A., 2009. Trajectories of evolution and drivers of change in European mountain cattle farming systems. *Animal*, 3 (1): 152-165. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731108003297>

Giraud, C.; Rémy, J., 2008. Les choix des conjoints en agriculture. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 88 (3): 21-46. http://www.raestud.eu/pagint/recherche/affiche_art.php?cid=19

Griefahn, B.; Mehnert, P.; Brode, P.; Forsthoef, A., 1997. Working in moderate cold: A possible risk to health. *Journal of Occupational Health*, 39 (1): 36-44. <http://dx.doi.org/10.1539/joh.39.36>

Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.L.; Boiffin, J.; Coudurier, B.; Jeuland, F.; Urruty, N., 2013. *Demain la ferme France : Vers des agricultures à hautes performances*. Paris: Synthèse de l'Étude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective (CGSP), 32 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Rapport-Agricultures-hautes-performances#>

Hansen, B.G., 2015. Robotic milking-farmer experiences and adoption rate in Jaeren, Norway. *Journal of Rural Studies*, 41: 109-117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2015.08.004>

Hasle, P.; Moller, N., 2007. From conflict to shared development: Social capital in a tayloristic environment. *Economic and Industrial Democracy*, 28 (3): 401-429. <http://dx.doi.org/10.1177/0143831x07079355>

Hilgemberg, C.T.; Hilgemberg, E.M., 2014. Brazilian Dairy Products Sector in the 1990s: An Input-Output Analysis of its Economic Impact. *Transnational Corporations and Development in Brazil: Challenges and Opportunities*: 175-195.

Hinrichsen, L., 2010. Manufacturing technology in the Danish pig slaughter industry. *Meat Science*, 84 (2): 271-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2009.03.012>

Hostiou, N.; Allain, C.; Chauvat, S.; Turlot, A.; Pineau, C.; Fagon, J., 2014a. L'élevage de précision : quelles conséquences pour le travail des éleveurs ? *INRA Productions Animales*, 27 (2): 113-122. <http://www6.inra.fr/productions-animales/2014-volume-27/Numero-2-PP-73-176/L-elevage-de-precision-queelles-consequences-pour-le-travail-des-eleveurs>

Hostiou, N.; Chauvat, S.; Cornut, S., 2014b. Faire face à des questions de travail : les leviers mobilisés par des éleveurs laitiers. *L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre*. 125-143. <http://dx.doi.org/10.1051/978-2-7598-1192-2.c008>

Hostiou, N.; Fagon, J., 2012. Simplification des conduites d'élevage : analyse transversale des pratiques mises en oeuvre dans les filières herbivores et granivores. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 127-140. <https://www6.inra.fr/productions-animales/2012-Volume-25/Numero-2-2012/Simplification-des-conduites-d-elevage>

Kolstrup, C.L.; Kallioniemi, M.; Lundqvist, P.; Kymalainen, H.R.; Stallones, L.; Brumby, S., 2013. International Perspectives on Psychosocial Working Conditions, Mental Health, and Stress of Dairy Farm Operators. *Journal of Agromedicine*, 18 (3): 244-255. <http://dx.doi.org/10.1080/1059924x.2013.796903>

Kvapilík, J.; Hanus, O.; Roubal, P.; Filip, V., 2015. Economic metaanalysis of impact of once a day milking. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 21 (2): 419-428. <http://www.agrojournal.org/21/02-35.pdf>

Lang, A.; Perrot, C.; Dupraz, P.; Tregaro, Y.; Rosner, M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage français*. Paris: GIS Elevage demain, 444 p. (rapport+annexes). <https://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Rapport-final-Emplois-lies-a-l-elevage>

Lémery, B., 2003. Les agriculteurs dans la fabrique d'une nouvelle agriculture. *Sociologie du travail*, 45 (1): 9-25.

Lindberg, G.; Midmore, P.; Surry, Y., 2012. Agriculture's Inter-industry Linkages, Aggregation Bias and Rural Policy Reforms. *Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 552-575.

López-i-Gelats, F.; Milán, M.J.; Bartolomé, J., 2011. Is farming enough in mountain areas? Farm diversification in the Pyrenees. *Land Use Policy*, 28 (4): 783-791. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.005>

Lucas, V.; Gasselin, P.; Thomas, F.; Vaquié, P.-F., 2014. Coopération agricole de production: quand l'activité agricole se distribue entre exploitation et action collective de proximité. In: Gasselin, P.; Choisis, J.-P.; Petit, S.; Purseigle, F.; Zasser, S., eds. *L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre*. INRA-SAD. Paris: EDP Science, 201-222. <http://dx.doi.org/10.1051/978-2-7598-1192-2.c012>

Lusson, J.-M.; Coquil, X.; Frappat, B.; Falaise, D., 2014. 40 itinéraires vers des systèmes herbagers: comprendre les transitions pour mieux les accompagner. *Fourrages*, (219): 213-220. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/2005>

Madelrieux, S.; Dassé, F.; Macquart, C., 2015a. Transformations des conditions de travail en élevage et santé des éleveurs. *4èmes Rencontres nationales travail en élevage : Recueil des contributions*. Dijon, 5 et 6 novembre 2015, 19-22. http://www.afpf-asso.fr/files/fichiers/Recueil_contributions_2015.pdf#page=20

Madelrieux, S.; Dobremez, L.; Borg, D., 2015b. Evolutions des formes d'exercice de l'activité agricole : quelles spécificités en zone de montagne? *Colloque «Structures d'exploitation et exercice de l'activité agricole:*

continuités, changements ou ruptures?». Rennes, 12-13 février 2015. Société Française d'Economie Rurale (SFER), 20 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01118809/document>

Martel, G.; Dourmad, J.Y.; Dedieu, B., 2008. Do labour productivity and preferences about work load distribution affect reproduction management and performance in pig farms. *Livestock Science*, 116 (1-3): 96-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.012>

Meul, M.; Van Passel, S.; Fremaut, D.; Haesaert, G., 2012. Higher sustainability performance of intensive grazing versus zero-grazing dairy systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (3): 629-638. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0074-5>

Monge, J.J.; Bryant, H.L.; Anderson, D.P., 2014. Development of Regional Social Accounting Matrices with Detailed Agricultural Land Rent Data and Improved Value-Added Components for the USA. *Economic Systems Research*, 26 (4): 486-510.

Neupane, S.; Virtanen, P.; Luukkaala, T.; Siukola, A.; Nygard, C.H., 2014. A four-year follow-up study of physical working conditions and perceived mental and physical strain among food industry workers. *Applied Ergonomics*, 45 (3): 586-591. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apergo.2013.08.010>

Olaizola, A.M.; Chertouh, T.; Manrique, E., 2008. Adoption of a new feeding technology in Mediterranean sheep farming systems: Implications and economic evaluation. *Small Ruminant Research*, 79 (2-3): 137-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.smallrumres.2008.07.022>

Papadas, C.T.; Dahl, D.C., 1999. Supply-driven input-output multipliers. *Journal of Agricultural Economics*, 50 (2): 269-285.

Porcher, J., 2003. Bien-être et souffrance en élevage: conditions de vie au travail des personnes et des animaux. *Sociologie du travail*, 45 (1): 27-43.

Purseigle, F., 2005. Les malaises du monde paysan. *Regards sur l'actualité*, 315 - Agriculture et monde rural: 41.

Ramirez, C.A.; Patel, M.; Blok, K., 2006. From fluid milk to milk powder: Energy use and energy efficiency in the European dairy industry. *Energy*, 31 (12): 1984-2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2005.10.014>

Riedel, J.L.; Casasus, I.; Bernués, A., 2007. Sheep farming intensification and utilization of natural resources in a Mediterranean pastoral agro-ecosystem. *Livestock Science*, 111 (1-2): 153-163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2006.12.013>

Roberts, D., 1994. A modified leontief-model for analyzing the impact of milk quotas on the wider economy. *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1): 90-101. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.1994.tb00380.x>

Samson-Gueguen, E., 2003. *Tourisme et développement rural : un essai de mesure de l'impact du tourisme à l'échelle de quelques zones d'emploi en Bretagne*. Conservatoire National des Arts et Métiers, 123 p.

Schewe, R.L.; Stuart, D., 2015. Diversity in agricultural technology adoption: How are automatic milking systems used and to what end? *Agriculture and Human Values*, 32 (2): 199-213. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-014-9542-2>

Spoljar, P., 2014. Problématique suicidaire en agriculture: une difficile évaluation. *Perspectives interdisciplinaires sur le travail et la santé*, (16-3). <https://pistes.revues.org/3650>

Tappin, D.; Moore, D.; Ashby, L.; Riley, D.; Bentley, T.; Trevelyan, F., 2006. *Musculoskeletal disorders in meat processing: A review of the literature for the New Zealand meat processing industry*. Palmerston North, New Zealand: Massey University, Center for Human Factors and Ergonomics, 39 p. http://www.acc.co.nz/PRD_EXT_CSMP/groups/external_ip/documents/reference_tools/pi00285.pdf

Thomas, F.; Vaquié, P.-F.; LUCAS, V.; Gasselin, P., 2015. Coopération agricole de production: renouvellement des modalités de coopération de proximité entre agriculteurs. colloque « Structures d'exploitation et exercice de l'activité agricole :

Continuités, changements ou ruptures? ». Rennes, 12-13 février 2015. Société Française d'Économie Rurale, Paris. http://www.academia.edu/download/36878774/2014_10_19_SFER_communication_FNCUMA_vf.pdf

Van Hove, F.P., 1995. *The eastern Ontario dairy industry: regional and provincial economic impacts and linkages*. University School of Rural Planning and Development, University of Guelph, Guelph, USA. 245 p.

Viret, M., 2001. Pénurie de main d'oeuvre ? Prendre du recul! *Economie & Humanisme*, 357: 80-85. http://revue-economie-et-humanisme.eu/bdf/docs/r357_80_penuriemainoeuvre.pdf

Vollet, D., 1998. Estimating the direct and indirect impact of residential and recreational functions on rural areas: An application to five small areas of France. *European Review of Agricultural Economics*, 25 (4): 528-549.

Vollet, D.; Bousset, J.P., 2002. Use of meta-analysis for the comparison and transfer of economic base multipliers. *Regional Studies*, 36 (5): 481-494.

5.9. Les rôles et effets territoriaux de l'élevage

Ce volet de l'expertise permet d'interroger les liens entre élevage et formes de territorialisation, et ainsi de considérer les liens des productions animales avec les autres activités économiques, sociales et culturelles des territoires. Il s'agit d'envisager la place de l'élevage dans la multifonctionnalité de l'agriculture et plus largement des territoires ruraux, y compris dans leurs connexions aux espaces urbains, dans un contexte de métropolisation. Les multifonctionnalités de l'agriculture et des espaces ruraux sont désormais reconnues comme des éléments de politiques publiques, notamment dans le cadre du deuxième pilier de la PAC. Dans cette partie nous évoquerons non seulement les politiques en direction de l'agriculture, mais aussi toute une gamme de politiques publiques concernant le maintien des biodiversités « naturelles ou sauvages » et domestiques, le patrimoine, la culture, les développements rural et touristique, mais aussi les politiques sanitaires liées à la problématique émergente de la « santé globale ».

Ce chapitre s'organise en trois sous-parties : la première est consacrée aux bienfaits culturels et patrimoniaux dus à l'élevage et ses produits en Europe, contribuant ainsi aux identités européennes à différentes échelles ; la seconde envisage les rôles et effets de l'élevage dans des systèmes où l'élevage n'est pas dominant, mais où il contribue au maintien de l'agriculture et aux dynamiques de territoires ; la troisième considérera les modèles selon lesquels les filières territorialisées de l'élevage sont analysées : le panier de biens, mais aussi deux « modèles » réinvestis au titre du développement durable, le « modèle » des exploitations de semi-subsistance et celui du pastoralisme. Enfin, nous présenterons les manques bibliographiques repérés.

Methodologie bibliographique

Envisager les rôles et effets territoriaux de l'élevage suppose une recherche bibliographique avec des mots-clefs très larges, car cette approche ne constitue pas un champ de recherche balisé en tant que tel. Les textes sollicités sont donc très nombreux, éparés, et pas forcément centrés sur l'élevage, voire avec des intitulés qui ne permettent pas de penser qu'ils concernent cette pratique. Nous nous sommes concentrés ici sur les publications portant sur l'Europe, qui présente une cohérence forte, fondée sur une histoire partagée, des liens entre développement de l'élevage, construction des paysages agropastoraux et productions identitaires. Sur les produits de terroir et les Indications géographiques (IG), la production bibliographique est très développée, en grande partie tournée vers l'analyse socioéconomique, et nous avons préféré effectuer une sélection des seuls titres présentant une réflexion originale sur les constructions territoriales.

5.9.1. Des pratiques, des races, des produits et des paysages pastoraux, éléments fondamentaux de la culture européenne et des territoires européens

L'élevage joue un rôle culturel et patrimonial important en Europe. De fait, il produit des marqueurs identitaires pour les territoires considérés à différentes échelles. La richesse du patrimoine lié aux produits animaux comporte de nombreux aspects, matériels et immatériels. Ce patrimoine tient aux pratiques pastorales, aux savoir-faire et paysages culturels qui y sont liés. Il tient aussi pour beaucoup aux pratiques alimentaires, plats, produits issus de l'élevage, sans oublier les formes d'artisanat valorisant les produits à des fins alimentaires ou non-alimentaires (cuir, corne, etc.). Si l'Europe n'est pas un continent de cultures pastorales nomades, on trouve tout de même à ses marges des héritages ou des pratiques appartenant à ce type de sociétés, à l'exemple des Samis dans le nord de la Scandinavie.

Le grand nombre de labels et de protections au titre du patrimoine portant sur des pratiques d'élevage, des produits animaux ou des paysages pastoraux, illustre l'importance que revêt l'élevage dans les politiques agricoles et territoriales en Europe, en termes de développement pour des territoires souvent ruraux et en difficulté par rapport au modèle agro-industriel dominant. Cette labellisation constitue une forme de

reconnaissance du rôle culturel et patrimonial de l'élevage et de ses produits. Elle est aussi utilisée comme un outil de développement et comme moyen de renforcement des économies locales.

- L'élevage support de paysages culturels



Figure 5.9.1 : marquage identitaire : paysage irlandais à gauche

Les paysages pastoraux sont attractifs pour une société européenne largement urbanisée (Figure 5.9.1). « L'élevage traditionnel » participe de l'idéalisation du rural et du mythe pastoral. Les paysages sont souvent considérés comme les éléments même d'une « essence rurale », comme le montre l'étude de B.K. Boogaard *et al.* (Boogaard *et al.*, 2010). Ils participent du patrimoine rural (Chiva *et al.*, 1994)²⁶⁷. Il est en tout cas un élément de négociation des politiques européennes à l'échelle internationale, point que l'on retrouve pour la Suisse. Camille Hochedez parle de « Suédtude » à propos de paysages entretenus par les éleveurs, qui sont alors considérés comme des paysages appartenant au patrimoine national (Hochedez, 2014)²⁶⁸. En effet, certains paysages pastoraux ont une valeur identitaire nationale, comme les paysages de bocage irlandais, ou les paysages pastoraux montagnards de Suisse (Walter, 2004). De même, que serait l'Ecosse sans ses landes pâturées par des animaux de races locales ? Ces paysages font l'objet de représentations liées au pittoresque et sont souvent associées à l'image que la société se fait de l'élevage : la vache suisse ne peut être qu'une vache pâturant les alpages, de même en Pologne, l'élevage de moutons est associé à la montagne, même si le troupeau de montagne ne représente que 13% du troupeau national (Kuznicka *et al.*, 2008). Les animaux d'élevage animent les paysages (Boogaard *et al.*, 2010). En Norvège, les paysages d'élevage sont considérés comme un lieu de préservation entre le « sauvage » (le domaine de la forêt) et la ville.

Les paysages culturels liés à l'élevage sont divers et sont représentatifs de la diversité des milieux et des cultures européennes (Figure 5.9.2). On peut citer les paysages de bocage, d'alpage, les paysages de dehesa, mais aussi les paysages d'étangs liés à la pisciculture (on pense par exemple à la Dombes dans le département de l'Ain ou à des paysages d'étangs de la Haute-Saône), sans oublier les paysages d'élevage de taureaux en Camargue et en Espagne.

²⁶⁷ Le rapport Chiva sur le patrimoine rural destiné à Jacques Toubon retient le paysage comme une catégorie du patrimoine rural en France.

²⁶⁸ p. 115-124.



Figure 5.9.2 : chevaux dans le Revermont (Ain) sur un espace Natura 2000 (gauche) ; vue de Camargue (droite)

La valeur culturelle de ces paysages est telle qu'ils font l'objet de protection et de labellisation. La plus prestigieuse est celle de l'Unesco, qui certes a surtout protégé des paysages naturels et, parmi les paysages agraires, les paysages viticoles, mais qui tend aujourd'hui à reconsidérer les paysages liés à l'élevage. On peut citer ainsi les Grands Causses et la Laponie ou Laponia, en Suède. Ce dernier territoire a certes été protégé pour ses caractéristiques « naturelles », mais il a récemment été reconnu également comme le paysage pastoral des Samis. Les Causses et Cévennes ont été inscrits au patrimoine mondial de l'Unesco en 2011 au titre des paysages culturels évolutifs vivants comme « paysages culturels de l'agro-pastoralisme méditerranéen ». Comme le notent Martine Napoléone *et al.* « "Culturel" met l'accent sur les liens patrimoniaux entre les activités d'élevage et la construction du paysage » (Napoléone *et al.*, 2015)²⁶⁹. Ce type de classement montre les enjeux du maintien de l'activité pastorale (Barrière, 2015)²⁷⁰. Toujours en France, il y a une demande de reconnaissance comme paysage culturel par l'Unesco du Charolais-Brionnais, paysage de bocage façonné par l'élevage bovin viande et berceau de la race charolaise. Par ailleurs, plusieurs arguments liés à la protection des paysages culturels insistent sur les usages pastoraux pour les valoriser. Tel est le cas des paysages du Lake District anglais, protégé au titre des paysages culturels de l'Unesco depuis 2016. Parmi les trois arguments principaux avancés dans le dossier de candidature, on note en premier lieu un argument lié à l'élevage : « Un espace d'une beauté exceptionnelle issu de traditions agro-pastorales notoires et persistantes ». De même, outre caractéristiques naturelles exceptionnelles, la vallée du Madriu-Perafita-Claror en Andorre revendique pour son volet culturel les traditions pastorales. Ainsi, dans l'ensemble de ces dossiers, pour lesquels les photographies ont joué un rôle très important dans l'évaluation des aménités positives de l'élevage, l'animal d'élevage et les traditions pastorales (foire, montée en alpage...) constituent des éléments pivots des constructions identitaires et des stratégies de valorisation.

En France, d'autres formes de labellisation consacrent les paysages associés à l'élevage. En 1992, une procédure « paysages de reconquête » visait à reconnaître et labelliser des paysages liés à un produit de terroir ; un certain nombre de paysages liés à l'élevage ou des productions animales ont été choisis. On pourrait citer également les sites remarquables du goût qui comptent aussi des paysages liées à l'élevage ou à ses produits, comme la Bresse et ses volailles. D'autres labels, comme celui des Pays d'Art et d'Histoire, protègent et valorisent des territoires dont les paysages ont été construits autour de l'élevage et ses produits, comme celui du pays d'Auge ou celui de Savoie autour des alpages. Enfin, les marques des parcs naturels régionaux valorisent souvent les paysages à travers les produits qu'elles labellent. Ainsi le PNR de l'Avesnois dans le Nord de la France a pour finalité de soutenir la production de viande afin de contribuer au maintien du paysage de bocage constitutif de l'identité du territoire parc (Delfosse, 2003). De même, le cahier des charges du label PNR Morvan sur la viande comporte des obligations relatives aux pratiques culturelles sur l'ensemble de l'exploitation dont certaines visent des objectifs paysagers, comme l'entretien mécanique des prairies pâturées, le maintien des haies ainsi que l'attention portée aux zones humides (Candau and Ginelli, 2011).

²⁶⁹ p. 110-129

²⁷⁰ p. 182-201.

- Un patrimoine alimentaire riche et diversifié

La richesse du patrimoine alimentaire lié aux produits animaux apparaît comme une évidence en Europe. On connaît l'importance des fromages en France, en Italie, aux Pays-Bas et même dans les Balkans. Les viandes ne sont pas en reste, avec des races à viande à la renommée internationale comme la charolaise ou la hereford, mais aussi les charcuteries, les techniques de viande séchée (de porc, de bœuf, de chèvre, ainsi que de renne). Le patrimoine gastronomique lié aux produits de l'élevage en Europe est un support d'identités et un marqueur culturel à plusieurs échelles, de l'Europe au local.

L'Europe est tout d'abord reconnue pour ses fromages : le parmesan a un véritable statut de fromage international. D'autres sont largement copiés et consommés dans le monde ; le cheddar est même le principal fromage produit et consommé en Amérique du Nord, en Australie et en Nouvelle-Zélande (Delfosse, 2009b). Dans les États du Sud du Brésil (Rio Grande do Sul et Santa-Catarina) des produits italiens et allemands à base de produits d'élevage sont des marqueurs identitaires sous la dénomination, désormais valorisante, de « produits coloniaux » (Vitrolles, 2011). Les produits de l'élevage européen, dont les fromages, contribuent au rayonnement de la gastronomie européenne (Figure 5.9.3). Le modèle du bien-manger autour du terroir « s'exporte » et permet à l'Europe de rayonner : on pense par exemple à la France et à l'Italie et à leurs fromages qui sont consommés aux États-Unis et au Japon (Delfosse, 2012a). Des crémeries-fromageries « à la mode française » s'ouvrent ainsi à New-York et au Japon (Delfosse, 2017). La commercialisation des fromages français considérés comme haut-de-gamme en France et à l'étranger peut donner naissance à de véritables entreprises de luxe, maillant les métropoles européennes et mondiales (Delfosse, 2017). Les fromages de terroir constituent même un modèle de développement rural dans certaines régions des États-Unis comme le Vermont. Ils sont un modèle d'agriculture rurale et diversifiée (Delfosse, 2012a). Les États-Unis comme le Québec et même le Mexique créent des « routes des fromages », à l'image de ce qui se fait en Europe.



Figure 5.9.3. : Rayonnement des produits européens : ici à l'aéroport de Sao Paulo, espace de détaxe

Les produits de l'élevage sont aussi des marqueurs de limites culturelles à l'intérieur même de l'Europe, comme le jambon sec qui véhicule une partie de l'identité du bassin méditerranéen et révèle une vraie frontière culturelle entre l'Europe du Nord et l'Europe méditerranéenne (Sans and Casabianca, 2008). Les produits laitiers au lait de brebis et de chèvre appartiennent à l'Europe du Sud et surtout à l'Europe balkanique. Leur consommation caractérise même l'Europe balkanique (Vallerand *et al.*, 2007).

L'importance culturelle et identitaire de quelques produits est telle que l'on peut parler de forme de nationalisme ou d'ethnicité nationale, constructions historiques et politiques liées à une tendance récurrente en Europe à creuser les contrastes identitaires par référence aux paysages et activités agraires. Ainsi T. Anthopoulou associe la feta à la « grécité » (Anthopoulou, 2013). En effet, pendant les débats avec l'Europe pour la protection du nom feta, tout un discours nationaliste a été produit. Cette bataille, qui à première vue semblait économique, représentait pour les Grecs une opposition entre le 'nous' (les Grecs, les Balkans, le sud de l'Europe) et les

autres (les Européens du Nord, les capitalistes de l'UE) (Anthopoulou, 2013). Les réactions françaises face à la possibilité de non-reconnaissance des appellations d'origine et surtout des produits au lait cru au début des années 1990 ont, elles aussi, une forte connotation identitaire (Delfosse, 2009b). Le Premier ministre a même invoqué le principe de subsidiarité pour maintenir les fromages au lait cru comme élément de l'identité française (Delfosse, 2012a). A l'échelle infra-étatique, Nicolas Lacombe souligne que l'agneau serait un opérateur socio-culturel assurant la perpétuation « d'une sardité » (Lacombe, 2015). Les produits de l'élevage sont effectivement souvent pris comme des éléments identitaires régionaux et même locaux. En France, ils donnent fréquemment leur nom à des territoires de projet locaux, pour les fromages tout particulièrement (de La Soudière, 2004 ; Delfosse, 1997 ; Delfosse, 2013b ; Sahuc and Wisner-Bourgeois, 2001). Les régions françaises ont également beaucoup utilisé les produits de terroir (notamment les fromages et charcuteries) pour asseoir leur identité et leur attractivité.

L'importance culturelle des produits de l'élevage se retrouve dans la multiplicité des plats auxquels ils sont associés ; des plats qui ont des valeurs régionales, nationales et mêmes internationales : la pizza et son fromage, la choucroute, le steak frites. En effet, là encore, ce qui caractérise l'Europe c'est bien la multiplicité des types et variantes de productions, ainsi que l'attachement national, régional ou local à leur consommation. Ils illustrent des « styles » de vie et sont très liés aux cultures alimentaires nationales et régionales. Que serait le petit-déjeuner britannique sans bacon et sans œufs ? L'importance culturelle d'un plat comme le « knedlo veprozolo » explique que la consommation de viande de porc se maintienne à un haut niveau en République Tchèque²⁷¹. Ces productions participent également à des pratiques alimentaires festives : certains plats sont liés à des traditions religieuses, comme les agneaux et cabris de Pâques dans l'aire méditerranéenne (Lacombe, 2015) ou les dindes, chapons et poulardes de Noël.

La confection des produits comme leur préparation et leur consommation mobilisent des savoir-faire qui eux-mêmes participent du patrimoine. En France, par exemple, les produits de terroir comme leurs savoir-faire ont été reconnus comme des éléments du patrimoine rural depuis les années 1990, grâce à la publication du rapport sur le patrimoine rural réalisé sous la direction d'Isac Chiva pour le ministère de la Culture (Chiva *et al.*, 1994).

La reconnaissance du patrimoine culturel immatériel par l'Unesco suscite des actions à différentes échelles territoriales, notamment en termes d'inventaire. On peut citer les travaux menés en Suisse autour du patrimoine culinaire (Thévenod-Mottet and Cornaz Bays, 2011). En France, de nombreux PNR organisent des actions autour de ce patrimoine qui permettent la valorisation d'éléments liés à l'élevage, notamment autour de la gastronomie ; ainsi par exemple le PNR des Bauges a entrepris une action d'inventaire du patrimoine alimentaire sur son territoire, qui accorde une large place aux fromages et aux différentes variantes de charcuterie. Ces actions sont à mettre en rapport avec les inventaires réalisés par Slow Food dont on connaît l'importance des actions en faveur des fromages au lait cru notamment. Déjà en France dans les années 1990, l'inventaire du Conseil national des arts culinaires avait largement contribué à médiatiser et faire prendre conscience de la valeur des produits locaux et surtout de leur diversité. Ces inventaires ont parfois été approfondis pour des territoires et produits. Ainsi Laurence Bérard et Philippe Marchenay ont réalisé un travail sur les charcuteries de montagne de la région Rhône-Alpes et ont répertorié 36 charcuteries spécifiques qui nécessitaient pour certaines une grande maîtrise de savoir-faire, comme la rosette, le jésus ou le saucisson de Lyon (Bérard, 2012). En effet, la requalification des produits de terroir a permis de considérer les savoir-faire liés à la fabrication, la vente et la consommation de ces produits. En France, les travaux de Laurence Bérard et Philippe Marchenay y ont largement contribué (Bérard and Marchenay, 2004) ; des appels d'offres du ministère de la Culture sur les relances de produits et la transmission des savoir-faire ont également permis d'identifier et de mettre en valeur ces savoir-faire. On peut citer les travaux sur les fromages et les pâtisseries à base de brocciu en Corse par exemple (Delfosse *et al.*, 2000). Ces savoir-faire de production s'accompagnent pour les fromages de savoir-faire d'affineurs dont le rôle tend à être de plus en plus reconnu pour l'élaboration de la qualité des fromages, y compris dans les cahiers des charges des AOP.

²⁷¹ Loubet del Bayle L., 2015, République tchèque : La « révolution » alimentaire a commencé, *Regards Est-Ouest*, <http://www.regard-est-ouest>.

Les traditions alimentaires, les modes de consommation des produits animaux ne donnent pas seulement naissance à des savoir-faire artisanaux de préparation et des « savoir consommer », mais aussi des savoirs de présentation, de découpe et de vente très différents d'un pays à l'autre, illustrant des formes de cultures nationales qui se maintiennent malgré la globalisation des pratiques de consommation. Les artisans charcutiers, bouchers (Delavigne, 2008), et même crémiers-fromagers transmettent ces cultures et valorisent les produits de l'élevage. Ils constituent en eux-mêmes des acteurs des territoires ruraux et urbains et de la reconnexion entre ceux-ci (Delfosse, 2012b ; 2017). Les bouchers disposent aussi de savoir-faire en termes de choix des animaux. Ils sont d'ailleurs des acteurs clefs de relance et de la valorisation de viandes localisées. Tel est le cas pour la viande du Mézenc, sur la frontière Ardèche / Haute-Loire, dont la commercialisation passe essentiellement par le circuit des bouchers (Chabrat-Michel, 2015)²⁷². Bouchers, volaillers sont des acteurs incontournables pour la qualification des viandes, comme l'affirment François Casabianca *et al.* Ces auteurs soulignent ainsi qu'il « *ne suffit pas de relier les animaux, les carcasses et les viandes par des étiquettes informatives, il faut relier les hommes disposant de savoir-faire différents et complémentaires* » (Casabianca and Béranger, 2015 ; Sans *et al.*, 2011). Ce sont les savoir-faire des éleveurs, des maquignons, des bouchers auxquels on peut ajouter ceux des consommateurs eux-mêmes.

Les ethnologues Bernadette Lizet, Laurence Bérard et Philippe Marchenay évoquent également leur rôle dans la valorisation de la viande charolaise (Bérard and Marchenay, 2006; Lizet, 1993). On doit également mentionner leur intervention dans le dynamisme de la filière viande de qualité dans le Roannais (Delfosse, 2015b). Les filières localisées qui se développent autour de l'approvisionnement des cantines font également largement appel à ces acteurs (Poisson and Delfosse, 2012 ; Praly *et al.*, 2014). Le savoir-faire des commerçants-artisans de bouche tient aussi à la préparation des produits : soins des fromages par les crémiers-affineurs et découpe pour les bouchers. Eux-mêmes ont des savoirs de transformation : fromages forts et produits frais pour les crémiers par exemple (Delfosse, 2013a), ou les préparations des charcutiers. Ces savoir-faire sont souvent en danger et des produits spécifiques risquent de disparaître, tel est le cas notamment de certaines fabrications charcutières locales (civier, des saucisses aux herbes spécifiques...). Toutefois, en France des programmes de développement local ont cherché à les valoriser et à assurer leur transmission ; des acteurs professionnels locaux ont parfois réussi à inscrire ces savoir locaux dans les formations et concours professionnels. Là encore, le tourisme et des restaurateurs peuvent jouer un rôle dans leur préservation. Nicolas Lacombe, dans sa thèse, cite le rôle d'un restaurateur dans la relance et la requalification d'une préparation traditionnelle à partir de viande d'agneau en Sardaigne (Lacombe, 2015).

- Un patrimoine reconnu, protégé et labellisé, favorable aux dynamiques territoriales

Les produits et plats confectionnés à partir de produits animaux et considérés comme des éléments du patrimoine jouent un rôle important pour la vitalité de territoires ruraux notamment, mais aussi de plus en plus pour les villes (Figure 5.9.3). Depuis la fin des années 1980, ils sont au cœur des politiques de diversification agricole et sont souvent considérés comme des facteurs de développement rural et d'initiative locale (Bérard and Marchenay, 2004 ; Delfosse, 2013b; Marsden and Sonnino, 2007). Le nouveau contexte agricole et de consommation des années 1980-1990 a contribué au retour des produits de terroir (Delfosse, 2003). Ils ont fait l'objet de valorisation ou de relance si leur production avait disparu, voire même de réinvention. Les ethnologues parlent de *relanciologie* (Bromberger and Chevallier, 1999). On ne compte plus aujourd'hui les relances de produits de terroir parmi lesquels les produits animaux tiennent une place de choix. Ce mouvement est né dans les pays du sud de l'Europe (France, Espagne, Italie) et a gagné les pays anglo-saxons. La relance de fromages fermiers au Royaume-Uni est même considérée comme une forme d'agriculture alternative (Marsden and Sonnino, 2007) et fait l'objet de publications depuis la fin des années 1990 (Marsden and Sonnino, 2007 ; Parrott *et al.*, 2002; Tregear, 2003 ; Tregear *et al.*, 2007). Ce phénomène est tel qu'il s'est étendu au pays d'Europe du Nord où les produits de terroir étaient non seulement peu valorisés, mais avaient disparu. En Norvège, c'est l'État lui-même qui a relancé et revalorisé ces produits, alors qu'en France le mouvement est souvent venu (au départ au moins) du « local ». En effet, l'importance identitaire des produits de terroir a amené plusieurs États à avoir

²⁷² La thèse de Sabine Chabrat-Michel insiste sur le rôle de ces acteurs.

des politiques offensives en faveur de leur valorisation et à reconnaître leur rôle dans le développement rural. Ainsi, les États ont relayé ou été relayés par les acteurs locaux. Aujourd'hui, cette prise de conscience gagne également les anciens PECO. Il convient ici aussi de souligner le rôle qu'a pu jouer l'association *Slow Food* dans la reconnaissance de ces produits et la prise de conscience de leur rôle non seulement en termes de patrimoine, mais aussi en termes de vitalité des territoires.



Figure 5.9.3 : valorisation des produits sur un marché rural Catalan (gauche) ; importance du lait frais en Irlande (milieu) ; boucherie-charcuterie artisanale dans les Vosges (droite)

Les relances de produits de terroir sont souvent couronnées en France notamment depuis la fin des années 1980 par l'obtention d'une appellation d'origine. En effet, l'importance des produits de terroir et les imitations dont ils ont pu faire l'objet ont suscité des politiques de protection. Les fromages notamment, à l'instar des vins, bénéficient depuis de longues années d'appellation d'origine en France (Delfosse, 2015a) et en Italie notamment. La reconnaissance par l'UE de la notion d'IG (AOP et IG) depuis 1992 a favorisé la diffusion de ce signe de qualité en Europe et l'a largement étendu à d'autres produits animaux que les fromages. Les IG portant sur les fromages, charcuteries et viandes sont nombreuses en Europe du Sud. Elles tendent à se développer dans les pays d'Europe du Nord où elles étaient absentes, et où l'on valorisait plus le lien à la nature que celui au terroir entendu également dans sa dimension humaine ; c'est ce que Virginie Amilien appelle le « voile de soie » entre l'Europe du Nord et l'Europe du Sud (Amilien, 2011). Les IG apparaissent aujourd'hui comme une alternative à la crise de l'élevage et des régions rurales de montagne, notamment des pays de l'Est et des Balkans.

Les IG sont considérées en France et en Italie notamment depuis les années 1990 comme des moyens d'assurer du développement local, dans une approche comparable à celle des districts industriels (Delfosse, 2013b; Delfosse and Letablier, 1995). Aujourd'hui, elles constituent une voie privilégiée de développement proposée aux espaces ruraux en crise ou en restructuration. Elles apparaissent ainsi comme des outils visant à « favoriser le développement territorial durable contribuant aux trois piliers, économique, social et environnemental, au travers de la création de valeurs ajoutées, mobilisation de l'emploi et la préservation de ressources culturelles et naturelles locales » (Anthopoulou, 2013).

Valorisant un produit, elles qualifient également le territoire et les hommes qui y vivent (Figure 5.8.4). Les cahiers des charges AOP permettent non seulement de protéger et valoriser le produit, mais aussi les savoir-faire et dans certains cas des éléments paysagers et de biodiversité, notamment domestiques : un certain nombre d'entre eux permettent une redynamisation économique de l'élevage de races locales et cherchent à protéger également les paysages associés aux produits. Ainsi par exemple l'AOP Beurre et crème de Bresse demande un minimum de linéaire de bocage (voir monographies territoriales) (Delfosse, 2011b). Aussi les IG sont-elles portées par de nombreux acteurs : collectivités territoriales, programmes de développement rural de l'UE, producteurs, ONG. Une association a par exemple été constituée en Transylvanie (Roumanie) à l'instigation de la coopération suisse pour améliorer la sélection d'une race locale et mettre en place une IGP pour les spécialités

fromagères locales (Institut de l'Élevage, 2007). Certes, on peut discuter de l'efficacité de l'ensemble des IG de ce point de vue, mais elles peuvent susciter des dynamiques collectives, des espoirs... Les réussites peuvent être exceptionnelles, comme tend à le prouver l'article de V. Rodero-Gonzalez *et al.* sur les effets de la valorisation du jambon espagnol sur une petite ville de Castille en Espagne (Rodero Gonzalez *et al.*, 2013). Dans la ville de Guijuelo, où est concentrée l'industrie charcutière, 60% des porcs ibériques espagnols sont traités. Il y existe différents types d'entreprises, des plus grandes aux plus petites, qui vivent de la filière charcuterie. Ce dynamisme est très récent et tient à l'obtention d'une IG en 1986, au succès des jambons ibériques tant sur les marchés intérieurs qu'extérieur, en liaison avec le tourisme. Toutefois, cette industrie a été fragilisée par la crise qui a frappé l'Espagne ces dernières années. Le secteur de la viande emploie environ 3 000 personnes dans la ville et dans les proches environs. La plupart des personnes employées viennent des villages environnants, avec le renfort d'une immigration internationale, ce qui permet le maintien de la population rurale. Le dynamisme industriel a permis à la ville d'améliorer ses équipements en direction de la population urbaine et des communes rurales environnantes. Il a toutefois également des impacts négatifs en termes de pollution, notamment pour la qualité de l'eau.

Ainsi, les IG valorisent non seulement les campagnes, mais aussi les villes qui portent leur nom ou qui sont au cœur des espaces ruraux de production, qu'elles soient petites, moyennes ou même métropoles (Figure 5.9.4). Clément Arnal a montré, dans sa thèse, l'importance pour les villes moyennes qu'il a étudiées en région Rhône-Alpes des impacts des IG qui valorisent les produits (Arnal, 2012). Les IG contribuent à la qualité urbaine et même à la requalification de villes moyennes devenues des communes de l'aire urbaine parisienne, comme Meaux et Melun (Delfosse, 1999). De même des métropoles, comme Lyon, jouent sur ces produits sous IG (volaille de Bresse, fromages de Savoie et même fromages d'Auvergne et comté, sans oublier les charcuteries qui n'ont pas d'IG) pour asseoir leur réputation gastronomique (Delfosse, 2015b). Elles jouent un grand rôle en termes d'image et même de façon d'appuyer et de revendiquer leur rôle polarisant sur les campagnes plus ou moins éloignées.



Figure 5.9.4 : exemple de produits labellisés : (1) Pâté gaumais farci de viande de porc mariné (Belgique) ; œufs de luxe au Nord de l'Espagne ; (3) Sobaos, pâtisserie de Catalogne considéré comme devant faire partie des produits sur la liste Unesco des produits espagnols à protéger au titre du patrimoine culturel immatériel (EL País, août 2016) ; (4) Fromages italiens Turin

La reconnaissance par l'Unesco du patrimoine culturel immatériel a permis un élargissement de la reconnaissance culturelle internationale de l'élevage, de ses pratiques et ses produits et cela toujours en lien avec un territoire et la société qui y habite. Ainsi sont protégés des produits et des plats comme le foie gras en France depuis 2006 ; des modes d'élevage avec l'équitation de tradition française portée par le Cadre noir de Saumur, inscrit depuis 2011. Enfin, la protection au titre du patrimoine immatériel de l'Unesco porte sur des modes d'alimentation. La diète méditerranéenne met surtout en valeur la consommation de produits végétaux (légumes, huile d'olive), il reste qu'elle profite aux produits laitiers qui lui sont associés (Anthopoulou, 2013). De même, le repas gastronomique des Français, protégé depuis 2010 peut valoriser des produits de l'élevage : il n'y pas de repas complet sans viande et il peut aussi dans son ordonnancement remettre en valeur le fromage consommé au couteau avant le dessert. La patrimonialisation du repas gastronomique des Français a renforcé la valorisation internationale de produits gastronomiques français, dont les fromages.

Il est intéressant de noter également que lors de la recherche de définition du patrimoine immatériel du PNR du Ballon des Vosges par une démarche participative expérimentale, c'est le cheval de trait vosgien qui a été reconnu. En effet à la « liste » précédente de patrimoine alimentaire, il faudrait ajouter celle des races animales qui participent du patrimoine lié à l'élevage au titre de la biodiversité domestique. De nombreux travaux traitent de ce patrimoine depuis les années 1970 en France, ces races faisant partie intégrante de la valorisation du patrimoine rural (Audiot, 1995) et faisant l'objet de politiques de protection et de valorisation. Elles sont souvent associées au cahier des charges des IG autour de la viande et des produits laitiers, ce qui leur permet de retrouver une justification économique. Jouant un rôle identitaire important, même si elles n'ont plus de fonction économique ou peuvent être remises en cause au nom de la rentabilité, elles continuent à jouer un rôle identitaire fort dans certains territoires ruraux. On pense, par exemple, à l'Aubrac avec son célèbre slogan des années 1990 : « Un pays, une race, un fromage ». L'attachement des Franc-comtois à la montbéliarde, des Savoyards à l'abondance et à la tarine, sont également des réalités importantes. Ce rôle identitaire se retrouve en France aussi dans la place que leur donnent les PNR de longue date. Ces derniers, associés aux écomusées, ont été les premiers à protéger les races locales en voie de disparition au titre du patrimoine culturel, tout en les associant à la protection environnementale (Delfosse, 2013b). Le Centre régional de ressources génétiques de la région Nord-Pas-de-Calais, créé au milieu des années 1985, est souvent cité en exemple. Il associe relance des races et politique des PNR et protection des espaces naturels notamment, avec par exemple les moutons boulonnais, en lien avec le grand site (protection loi 1930) du cap Blanc-Nez (Delfosse, 2003). Les races locales jouent un rôle dans le développement touristique comme le montre l'article de R. Evans sur les races de chevaux nordiques et leurs liens à la valorisation du patrimoine culturel (Evans, 2015). Enfin, elles font l'objet d'attention et de protection par des amateurs actifs et investis dans les initiatives d'animation locale (Navarro, 2015) (Figure 5.9.5).



Figure 5.9.5 : Races locales : vaches vosgiennes à gauche, race ovine de Savoie à droite, lors d'une fête rurale dans les Bauges.

- Un patrimoine qui suscite quelques interrogations sur son devenir et sa protection

L'importance du patrimoine alimentaire autour des produits de l'élevage est indéniable. Toutefois, l'évolution des pratiques alimentaires et des actions politiques en matière de santé peut interroger le devenir de sa consommation sur le moyen terme. Il s'agit tout d'abord de la transition alimentaire, évoquée dans la partie précédente, et qui a pour effet la diminution de la consommation de viande que notent plusieurs auteurs en Espagne (viande rouge bovine et ovine) (Manzano and Casas, 2010) ou en République tchèque par exemple. Toutefois, la consommation de produits et plats identitaires se maintient dans ces mêmes pays grâce aux habitudes culturelles. La consommation de beurre a également fortement diminué en France par exemple depuis plusieurs décennies sous les effets conjugués de la recherche de la minceur et de prescriptions en termes de santé (lutte contre le cholestérol) et cela alors que le beurre fait l'objet de plusieurs appellations d'origine en France (Delfosse, 2009a). Les questionnements relatifs à la réglementation des quantités de sel dans l'alimentation pourraient avoir des effets négatifs sur les fabrications « traditionnelles » de fromage et de charcuterie. Les tensions entre maintien du patrimoine alimentaire lié aux produits de l'élevage et politiques de santé sont donc importantes et on peut souligner ici les débats sur le lait cru et la fragilité à l'échelle internationale de l'autorisation de production de produits à base de lait cru, ce contre quoi lutte Slow Food (Delfosse, 2007 ; Navarro, 2012). L'évolution des pratiques d'achat et par conséquent des pratiques alimentaires dans les anciens pays de l'Est et dans les Balkans fragilise des modes de production et la consommation de produits issus de l'élevage « traditionnel ». Ainsi, Clément Corbineau²⁷³ souligne à propos de la Croatie, combien ces productions traditionnelles sont fragiles face à la diffusion des achats de produits laitiers en grandes surfaces issus des productions industrialisées. De même, la diffusion de nouveaux modèles de plats festifs liés à Pâques ou à Noël, par exemple, remet en question les débouchés pour les viandes de chevreau et d'agneau. La diminution de ces pratiques pourrait être compensée au moins partiellement par la mise en tourisme et la revitalisation des cultures identitaires régionales (Lacombe, 2015).

Nous pouvons nous demander également si les IG peuvent protéger le patrimoine alimentaire représenté par les produits dits de terroir ou locaux. Celles-ci font effectivement l'objet de controverses. La gouvernance des IG fait aussi débat, notamment sur la représentativité des acteurs présents dans les structures de gestion des IG, mais aussi sur les modalités de demande et de mise en œuvre des IG. En Grèce, par exemple, les IG apparaissent comme des projets descendants, « morts et instaurés du haut dans la campagne grecque », ce qui ne motive pas les producteurs à se regrouper autour d'un projet collectif. On peut même considérer que ces projets vont à l'encontre des réseaux informels : la vente directe près des villes, les réseaux de connaissances ou la vente directe aux touristes ne rend pas toujours nécessaire la labellisation sous forme d'IG (Anthopoulou, 2013 ; Delfosse and Bernard, 2007). Par ailleurs, les IG sont parfois perçues comme faisant davantage partie des régulations sanitaires que des mécanismes de promotion des produits « traditionnels » (Anthopoulou, 2013). De plus, les IG n'ont pas toujours les effets escomptés en termes de dynamisme rural.

D'une manière générale, l'étude réalisée par Gilles Allaire sur les IG en Europe montre que celles-ci ne contribuent pas toujours au maintien de la petite agriculture (Allaire, 2008). Les IG fromagères en France sont souvent associées à des modèles industriels (Delfosse, 2010). Les IG ne permettent pas toujours le maintien des savoir-faire artisanaux. On le voit pour les fromages et Laurence Bérard le souligne également pour les savoir-faire charcutiers ; elle explique que le projet d'IG pour la rosette de Lyon dont le cahier des charges était trop strict, trop normé en termes de matériel, ne pouvait satisfaire les artisans-charcutiers qui sont pourtant garants de savoir-faire localisés et traditionnels (Bérard, 2012). Les cahiers des charges des IG ne valorisent pas toujours les « systèmes traditionnels » et n'assurent pas forcément le maintien de paysages traditionnels. Ainsi P. Sans et F. Casabianca notent que certains cahiers des charges des jambons espagnols imposent la présence de la Dehesa (chêne liège pâturage et productions animales extensives), mais que dans certains cas il n'y a presque pas d'espace de pâturage obligatoire (Sans and Casabianca, 2008).

Les IG sont également à l'origine d'une autre controverse qui concerne l'élevage et ses produits. En effet la valorisation d'un produit sur un territoire qui devient « le » produit identitaire peut nuire aux autres productions

²⁷³ Note faite pour l'ESCo à partir d'une thèse de géographie en cours intitulée : Recomposition d'une filière économique en contexte d'eupéanisation : le lait en Croatie et Bosnie-Herzégovine. Sous la direction de Lydia Coudroy de Lille Université Lyon 2.

locales et même dévaloriser d'autres types d'élevage. Tel est le cas par exemple des éleveurs caprins par rapport aux éleveurs bovins dans le PNR des Bauges (Delfosse *et al.*, 2008). La thèse de Nicolas Lacombe illustre les difficultés de valorisation de ce que l'on appelle des sous-produits et qu'il nomme co-produits : les viandes d'agneau et de chevreau dans le cadre des produits laitiers corses et sardes protégés par des IG ; des actions étant conduites précisément pour les valoriser (Lacombe, 2015). Ainsi, la valorisation culturelle et patrimoniale des produits peut réduire la diversité des produits disponibles. Elle peut aussi créer une vision statique de la culture et peut-être limiter la promotion du changement au niveau local (Brandth and Haugen, 2011), ce alors que parfois on lui reproche aussi de ne pas assez valoriser et contribuer à maintenir le patrimoine local. Nous y reviendrons également à propos de la valorisation touristique de l'élevage. Cette controverse est également particulièrement importante dans le cas du pastoralisme. En effet, la protection des produits et des paysages peut contribuer à une forme de « gentrification » des espaces ruraux, excluant alors les acteurs et dynamiques locales (Richard, 2010).

5.9.2. L'élevage et ses produits intégrés à d'autres activités rurales, multifonctionnalité agricole et rurale ?

L'élevage et ses différents produits comme le paysage, les produits alimentaires ou les fêtes liées à l'élevage participent du développement touristique. D'autres activités ou services rendus par l'élevage concourent à la multifonctionnalité des exploitations agricoles et plus largement des territoires ruraux, voire urbains. Tel est le cas du *care*, une activité particulièrement développée dans certains pays européens. On considérera aussi dans cette partie les services rendus par l'élevage en termes d'énergie, hormis la méthanisation traitée dans d'autres parties de l'expertise. Enfin nous traiterons de l'élevage comme support d'activité de loisirs dans toutes ses formes : loisirs individuels, sports, courses.

- Elevage et tourisme, des liens étroits pour les dynamiques territoriales ?

Les animaux sont fréquemment associés à l'accueil à la ferme. On sait par exemple que les fermes qui accueillent des enfants ont souvent des animaux ; rares sont également les fermes pédagogiques qui n'en ont pas. L'élevage peut parfaitement s'intégrer également dans les nouvelles formes de tourisme comme le *woofing*.

L'élevage et ses produits peuvent être eux-mêmes le support de tourisme (Figure 5.9.6). L'exemple le plus significatif est celui du tourisme équestre qui ne cesse de se développer à l'échelle de l'Europe et qui constitue pour certains pays une forme de tourisme importante tant en termes de tourisme intérieur, qu'extérieur (Evans, 2015). Cette activité tend également à se développer dans les anciens PECO. Ainsi en Hongrie, alors que l'élevage de chevaux a été très fragilisé durant la période socialiste et que le renouveau s'organise lentement, le tourisme équestre représente déjà 6% des recettes du tourisme rural (Obadovics and Kulcsar, 2015). En Roumanie, dans les Carpates, des projets d'écotourisme liés à l'activité équestre voient le jour pour soutenir les communautés locales dans la conservation de la nature et conforter ainsi la politique des aires protégées (European Horse Network, 2010). Il reste que l'amenuisement des usages collectifs touche également le tourisme équestre pour lequel on note une privatisation des chemins ruraux et forestiers. Ainsi, l'accessibilité aux chemins forestiers est parfois impossible pour les cavaliers. C'est pourquoi en Hongrie, la loi forestière a dû être modifiée (Obadovics and Kulcsar, 2015).

Si dans un premier temps nous avons évoqué des formes de liens entre élevage et tourisme « éparses », il existe aussi des régions où l'agritourisme associé à l'élevage est fondamental dans la vitalité des territoires. On pense notamment à l'Autriche qui a longtemps été considérée comme un modèle en termes d'agritourisme pour des fermes d'élevage. On pourrait d'ailleurs étendre cette remarque à la plus grande partie du versant nord des Alpes : Alpes suisses, Alpes bavaroises... Il ne faut pas oublier le rôle du tourisme et le caractère pionnier que cette forme de tourisme a joué dans les Vosges autour des Hautes-Chaumes, et cela à la fois l'été et l'hiver. Là, les fermes-auberge sont anciennes et sont associées au menu du *markaire*, organisé autour des charcuteries et du fromage (Delfosse, 2011a; Dietrich, 1972 ; Simon, 2001).



Figure 5.9.6 : (1) et (2) tourisme et élevage dans le Forez (Massif central) ; (3) Grand site touristique naturel irlandais. Les animaux d'élevage à côté du site et de son centre d'interprétation attire les touristes ; (4) Village patrimonialisé près de Santander attirant une foule de touristes, lieu de vente et de promotion important des produits animaux régionaux : fromage, œufs et beurre

Les fermes-auberges des Hautes-Chaumes, versant alsacien, demeurent très attractives pour les touristes allemands. Le tourisme vert reposant sur des paysages façonnés par l'élevage est également important dans des pays et régions comme l'Irlande ou les Highlands. L'agritourisme tend aussi à se diffuser dans des pays européens dont il était absent. V. Amilien et G. Vittersø expliquent qu'en Norvège, alors que la « nature » est à la fois le fondement de l'identité nationale et celui du développement touristique, depuis les années 1990, et surtout à la fin de cette décennie, l'agritourisme associé à la valorisation du patrimoine alimentaire est développé et y associe largement l'élevage et ses produits (Vittersø and Amilien, 2011). Désormais, les touristes peuvent être attirés par la visite d'une ferme, la découverte des animaux d'élevage et déguster et emporter des produits comme du lait, des œufs. Ces actions politiques ont ainsi permis la vente et la valorisation de produits locaux, elles sensibilisent les Norvégiens à la qualité de leur alimentation en lien avec les producteurs et, ainsi, à ce qui peut être leur patrimoine « culturel » lié aux pratiques - ici, les pratiques d'élevage et de transformation des produits (Vittersø and Amilien, 2011). Un article consacré aux fermes d'été suédoises, ainsi que d'autres consacrées à l'agritourisme en Norvège, montrent un début d'engouement pour ce type de tourisme et d'accueil lié à l'élevage (Eriksson, 2011). La consommation des produits locaux, associée au tourisme durable, peut revaloriser les produits de terroir et contribuer au maintien de l'élevage (Sims, 2010). L'agritourisme et le tourisme rural contribuent, au moins partiellement, au maintien des pratiques de transformation dans des espaces où les industries de transformation ne sont pas présentes ou dont elles se retirent, comme en Ardèche verte ou en Grèce. Elles peuvent aussi les stimuler comme en Norvège, ainsi qu'au Royaume-Uni. T. Marsden *et al.* expliquent que la diversification agricole et la promotion de la crème caillée de Cornouaille sont très liées au tourisme ; une crème qui a obtenu une IG (Marsden and Sonnino, 2007).



Figure 5.9.8 : Mise en scène et muséification des traditions

Les liens entre patrimonialisation et mise en tourisme ne passent pas seulement par l'achat, la consommation du produit lui-même mais aussi par la mise en scène des produits et des savoir-faire liés à l'élevage : musées, écomusées, fêtes (Figure 5.9.8). Ainsi pour le fromage de Herve en Belgique, le fromage ne se donne plus à voir sur les lieux de production même, mais dans des musées (De Myttenaere, 2011). La mise en scène passe par la création de routes autour des produits issus de l'élevage. La valorisation agri-culturelle s'incarne également dans les fêtes : fêtes de produits et de plats. Ainsi en France, plusieurs fêtes liées à l'élevage ou aux produits animaux, notamment le fromage sont devenues les fêtes du PNR, contribuant ainsi à célébrer les liens entre les citadins proches et les territoires ruraux et constituant aussi des formes d'animation touristique. Telle est le cas de la fête du lait dans l'Avesnois ou celle du bleu du Vercors-Sassenage (Delfosse, 2003 ; Napoleone *et al.*, 2015 ; Poisson and Delfosse, 2012).

Ces fêtes peuvent aussi jouer un rôle dans la requalification de petites villes comme capitale d'un territoire rural (Figure 5.9.9 ; ou par exemple aussi la fête de la fourme de Montbrison) (Delfosse, 2011c), mais aussi faire de petites villes un haut-lieu touristique, comme l'illustre l'exemple de la fête du Cocido en Espagne. La municipalité de Lalin, petite ville de Galice intérieure, a créé depuis 1969 une fête autour du Cocido, plat traditionnel des zones rurales : le *cocido*. La fête a contribué à l'assimilation progressive du plat et de la localité à travers un processus planifié de construction d'un discours et d'un imaginaire, depuis la création de la *Feria del Cocido*. Cette fête a contribué à drainer les flux de tourisme de la côte vers l'intérieur. La célébrité de la ville et de son plat a contribué au développement d'un tourisme qui va bien au-delà du moment de la fête. De nombreux restaurants se sont créés et boutiques spécialisés contribuant au dynamisme de l'activité d'élevage et à l'industrie agroalimentaire (Rodriguez González and Aldrey Vázquez, 2012).



Figure 5.9.9 : Photos de vosgiennes sur le monastère de Munster (haut-lieu touristique alsacien) à gauche et affiche de la fête de la transhumance (Vercors) à droite

Les produits alimentaires issus de l'élevage sont des facteurs d'attractivité touristique. Les travaux de Jacinthe Bessière et d'Elise Mognard soulignent que la patrimonialisation de l'alimentation est associée à la dynamique de « touristification » de l'alimentation (Mognard and Bessières, 2012). Cette dernière s'opère à la fois par le biais de produit mais aussi de plats. Ces deux auteurs ont particulièrement travaillé sur les liens entre produits de l'élevage et tourisme, notamment autour du foie gras et du roquefort. Ces produits, et plus largement pour la Dordogne les produits issus des élevages d'oies et de canards, sont à l'origine d'une offre touristique et pour la Dordogne d'un véritable développement rural. En effet, le Périgord a développé depuis les années 1970 une offre agritouristique conséquente reposant sur une identité gastronomique. Des auteurs dénomment même la commune de Sarlat le « Disneyland du foie gras » (De Soucey, 2010). Là, le tourisme se développe autour de la consommation du foie gras et sa découverte au sein de musées-  comus  es et de séjours à la ferme avec initiation à la cuisine et à la confection du foie gras. Elise Mognard souligne que les exploitations agricoles de Dordogne sont plus nombreuses que la moyenne nationale à proposer un accueil touristique à la ferme et de la vente directe (22% contre 17% pour la moyenne nationale). Cette importance est telle qu'elle se concrétise par la création d'une route du foie gras en 2009 (Mognard, 2011). Vincent Banos corrobore cette analyse, dans ses travaux sur la publicisation de l'agriculture en Dordogne (Banos, 2011). De même, ce sont les industries du roquefort qui font du village des Causses qui en porte le nom un haut-lieu touristique (Delfosse, 2007). Des travaux similaires insistent sur le rôle des produits dans l'identité régionale et le développement des territoires ruraux notamment dans le sud de l'Angleterre (Everett and Aitchison, 2008) ; (Marsden and Sonnino, 2007).

L'alimentation contribue au succès du tourisme. Ainsi peut-on lire qu'au Royaume-Uni 69% des vacanciers et visiteurs trouvent que la nourriture a contribué positivement à leurs vacances (Weatherell *et al.*, 2003). Le tourisme lui-même stimule la consommation et la production de produits liés à l'élevage, y compris dans les régions de tourisme de masse qui n'ont pas forcément une vocation agricole. Tel est le cas de la Gr  ce, de la Sardaigne et de la Corse par exemple. L'élevage et ses produits sont alors des supports des politiques de développement rural visant à faire venir les touristes des zones littorales vers les régions rurales intérieures. Le succès de coopératives agricoles de femmes grecques tient à cette activité touristique. De même, des produits ou plats et leur succès sont associés au tourisme de masse alpin, comme les fondues ou la tartiflette ; l'invention de la raclette est même liée au développement du ski de masse en Savoie. Les produits liés à l'élevage sont aussi associés au tourisme gastronomique dont bénéficient quelques villes, dont des métropoles comme Lyon et Turin. Le succès et la place données aux charcuteries et aux fromages dans les Halles Bocuse de Lyon l'illustrent ; des halles qui sont un lieu incontournable des circuits touristiques lyonnais (Delfosse, 2017; Lefort, 2008).

D'une manière générale les produits animaux contribuent au succès grandissant de ce que l'on dénomme désormais le Food Tourism et qui fait l'objet de plus en plus de publications scientifiques dans les revues spécialisées en tourisme et en développement des territoires (Henderson, 2009) ; (Everett and Slocum, 2013). Elles soulignent le poids que leur donnent les pouvoirs publics. Elles affirment que l'alimentation est devenue un secteur-cl  f d'agences touristiques nationales comme au Canada et en Australie, mais aussi au Royaume-Uni où des agences régionales de développement ont été chargées de développer le tourisme alimentaire pour dynamiser les économies locales, créer des emplois, se diversifier et en même temps valoriser les ressources naturelles.

Toutefois, pour les entreprises alimentaires, tout comme pour les agriculteurs, il n'est pas toujours facile de combiner temps de travail et accueil au sein des lieux de production (Everett, 2012). Parfois le temps fort du tourisme correspond pour les éleveurs notamment à un moment où l'activité agricole est elle aussi à son pic de travail, ce qui freine le développement de l'agri-tourisme en élevage. Enfin, la présence des touristes ne correspond pas toujours à la période de production des produits issus de l'élevage qui se vendent frais : tel est le cas des agneaux et chevreaux en Corse et en Sardaigne (Lacombe, 2015), ou des p   tisseries à base de broccio corse (Delfosse *et al.*, 2000) et plus généralement des produits corses. Ces décalages contribuent très largement à une « dénaturation » de l'authenticité des produits et suscitent beaucoup de contrefaçons. Le succès des produits corses dépend largement d'une clientèle touristique mal informée, ce qui menace l'authenticité des produits (Senil *et al.*, 2014). Le détournement de sens se retrouve pour les manades en Camargue où des acteurs touristiques les rapprochent du rodéo nord-américain et jouent sur l'attrait que l'on trouve pour la musique

country dans des associations rurales et urbaines. Aussi le PNR de Camargue a-t-il conduit une action pour que les responsables de manades respectent le costume traditionnel camarguais²⁷⁴.

Le développement du tourisme et notamment la valorisation du patrimoine lié à l'élevage (paysage, bâti...) peut contribuer dans certains espaces ruraux à des formes de gentrification. C'est ce que montre l'article de F. Richard (Richard, 2010). Le développement du tourisme peut aussi contribuer à renforcer les inégalités entre les espaces ruraux dans leur capacité à mobiliser les ressources et suivant les types de résidents et acteurs mobilisés. Ainsi un article consacré à la contribution du tourisme rural à l'amélioration des revenus en milieu rural roumain souligne le poids des réseaux des acteurs dans la réussite : le tourisme rural se développe mieux dans les régions où dominent les Roumains d'origines hongroise et allemande qui mobilisent leurs réseaux en Allemagne et en Hongrie. Ainsi les liens entre tourisme et élevage sont importants, mais varient d'un territoire à l'autre.

- Elevage et loisirs, des activités fondamentales pour l'économie de certains territoires

L'élevage est aussi support de pratiques de loisirs individuelles pratiquées quotidiennement, et pas seulement lors de séjours touristiques. Ces activités peuvent être pour certaines considérées comme des pratiques sportives. Il en est de même des courses de taureaux et de chevaux. Ces dernières sont également le support de paris qui constituent des ressources importantes pour les États et contribuent à la vitalité de territoires. Ainsi, l'élevage équin qui génère 100 milliards par an (European Horse Network, 2010) est parfois qualifié de véritable industrie. Cette activité comprend l'élevage, les courses, les vétérinaires, les activités liées comme la sellerie, les maréchaux-ferrant... Cette activité s'inscrit fortement dans quelques territoires, aussi en France a-t-on des clusters labellisés (pôles de compétitivité) autour du cheval, c'est le cas du cluster Hippolia dans le département du Calvados, labellisé depuis 2008. On trouve également mention d'un cluster équin en Hongrie.

La fédération française d'équitation est la troisième fédération sportive française derrière le football et le tennis et la première féminine. Le secteur équestre est le plus grand employeur sportif du Royaume-Uni (European Horse Network, 2010). En France, le nombre total de pratiquants réguliers de l'équitation est évalué à plus de 1,5 million et les centres équestres à 8 420 en 2014 (Jez, 2014). A l'échelle de l'Europe, on compte environ 6 millions de cavaliers ; leur nombre a presque doublé en dix ans (European Horse Network, 2010 ; Obadovics and Kulcsar, 2015). Ainsi compte-t-on en Europe 12 chevaux pour 1 000 habitants et cette proportion est de 31 en Suède en 2009 (Obadovics and Kulcsar, 2015). Le cheval est support de compétitions de différents niveaux : à l'échelle de l'Union européenne on compte 78 000 compétitions et 10 000 événements sportifs d'échelle nationale par an ; à cela s'ajoutent les centaines d'événements sportifs d'envergures locale et régionale (European Horse Network, 2010).

Certaines courses sont le support de paris (37 000 par an en Europe) (European Horse Network, 2010) ; un rapport européen explique que les courses rapportent autant aux Pays-Bas que la filière floriculture. La France, quant à elle, compte 250 hippodromes et près de 50 % des emplois liés à la filière équine sont liés aux courses. L'élevage de chevaux de course est fondamental dans l'économie de quelques espaces ruraux (Digard, 2001), dont la Région Basse-Normandie et notamment le département du Calvados.

Les courses et les compétitions sportives ont un fort impact touristique. Le festival de Punchestown en Irlande attire environ 100 000 spectateurs et génère 43 millions d'euro pour l'économie locale et 2 000 emplois temporaires (European Horse Network, 2010). Ainsi, cheval et équitation tendent à devenir des supports d'image et de développement pour des territoires : des collectivités territoriales les utilisent comme élément fédérateur de leur territoire autour d'image de prestige, de patrimoine et même de développement durable (Clergeau *et al.*, 2015). Cela concerne en tout premier lieu des villes qui se revendiquent capitales ou cités équestres, du cheval comme Fontainebleau, Chantilly, Saumur, ou encore la ville de Kecskemet en Hongrie (European Horse Network, 2010). Des pôles internationaux du cheval se développent : Equivallée à Cluny (Saône-et-Loire) (Jez,

²⁷⁴ Thèse en cours Nathalie Galand, La gouvernance de l'agriculture dans les PNR de PACA (Univ. Lyon 2-LER)

2014), ou Deauville où le sport hippique est partout et anime la ville (Julien, 2015). Ces stratégies de valorisation reposent sur une concentration d'infrastructures (boxes, manèges de compétition, tribunes, commerces spécialisés...) sur une seule entité de plusieurs hectares, ce qui permet d'organiser plusieurs événements dans l'année (Clergeau *et al.*, 2015). Ainsi le site de la Boulerie Jump au Mans accueille 6 carrières et plus de 600 boxes, 19 manèges, 19 magasins spécialisés (selliers, selleries, magasins de vêtements spécialisés, concessionnaire de vans...), ventes de chevaux de sport, ostéopathes... Il s'agit également de profiter de ces images et des activités équestres pour développer du tourisme. Tel est le cas également de Saumur, qui vise à valoriser son rôle du cheval dans la formation militaire et la labellisation au titre du patrimoine immatériel de l'Unesco. Outre les villes, d'autres collectivités territoriales s'appuient sur l'équitation pour valoriser leur image et créer des événements. On pourrait citer le département de l'Ain, qui joue de plus en plus sur le cheval pour créer des manifestations festives. Comme le notent Cécile Clergeau *et al.*, la multiplication de ces initiatives montre le potentiel de développement économique de la filière cheval Clergeau, 2015 #2386}.

Outre les courses de chevaux, il faut considérer l'élevage de taureaux pour les corridas et autres formes de courses de taureaux qui jouent un rôle identitaire important dans quelques pays d'Europe (France avec le Sud-Ouest et la Camargue, Espagne, Portugal) (Maudet, 2006). Celui-ci est tellement fort qu'il suscite des conflits/compétitions entre le Portugal et l'Espagne par exemple. On distingue deux types de jeux taurins : le spectacle professionnel et la pratique participative. Pour Jean-Baptiste Maudet, les tauromachies professionnelles sont à la croisée de deux types de spectacles modernes : le sport et la représentation artistique. La pratique des courses taurines est reconnue en France comme sport. En effet, les courses landaises et camarguaises ont des instances fédérales agréées au titre du ministère de la Jeunesse et des Sports depuis 1973 et 1975. Cette reconnaissance est enviée par de nombreux adeptes de courses de ce type en Espagne. Là encore, on compte de nombreuses manifestations. Dans le cas de l'Espagne, on compte environ 1 500 spectacles taurins « *du haut de la hiérarchie (corridas et novilladas piquées) et au moins 15 000 festejos taurinos populares* » (Maudet, 2006).

Ces formes sont pour certaines aujourd'hui réactivées pour leurs bénéfices en termes d'apport festif (lien social) et touristique (Maudet, 2006). En effet, ces courses et les fêtes qui y sont liées représentent des enjeux économiques de taille. Ainsi, Jean-Baptiste Maudet soulignait qu'au début des années 2000, le nombre de visiteurs attiré par la fêria de Nîmes atteignait le million et que c'est l'ambiance de fête qui attire ces visiteurs (49,5% des personnes interrogées par un institut de sondage et ayant répondu à la question « pourquoi venez-vous à la fêria ? »). Les dépenses cumulées d'environ 100 000 spectateurs taurins s'élevait à 13 millions d'euros (Maudet, 2006). Là encore on comprend l'engouement suscité par ces fêtes en termes de développement local. De même, l'élevage de taureau est le support du développement de quelques territoires en Europe. C'est le cas notamment de montagnes espagnoles, notamment en Andalousie. La superficie consacrée à l'élevage de taureaux de combat en Espagne est de 500 000 ha (soit plus de 3% de la superficie cultivée du pays et presque 8% de la superficie des prairies et pâturages) (López Martínez, 2013). Antonio-Luis Lopez-Martinez donne quelques chiffres : malgré l'opacité du secteur, il recevrait 2 millions d'euros par an et créerait des dizaines de milliers d'emplois directs et indirects. Ces élevages bénéficient d'aides de la PAC et le nombre de fermes consacrées à l'élevage de taureaux ne cesse de croître depuis les années 1990. Il joue un rôle fondamental notamment dans la vallée du Guadalquivir, qui accueillerait environ un tiers des entreprises pastorales espagnoles concernées par cet élevage (López Martínez, 2013). En 2010, on y comptait 291 élevages, représentant 160 000 ha et 16 500 têtes de bétail commercialisées. Ces types d'élevage font également l'objet de valorisation touristique. On sait que la Camargue se rend attractive autour des manades²⁷⁵, mais ce tourisme se développe également en Andalousie. Antonio-Luis Lopez-Martinez insiste sur l'agritourisme généré par cet élevage. Il explique que des éleveurs proposent des programmes de visites guidées de leurs élevages, montrent aux touristes la vie de l'exploitation, et leur font profiter des paysages naturels des montagnes andalouses (dans la province de Séville, on peut visiter au moins 11 élevages). Les initiatives sont individuelles et collectives ; des éleveurs essaient s'inscrire dans les circuits touristiques des congrès professionnels qui ont lieu à Séville. Il existe même une route des taureaux de combat en Andalousie. Dans la province de Jaén, où il existe également

²⁷⁵ Thèse en cours Nathalie Galand, *La gouvernance de l'agriculture dans les PNR de PACA* (Université Lyon 2-LER).

de nombreux élevages de taureaux, une initiative a vu le jour en 2000 et a pour objectif de transporter les visiteurs en train de Madrid à Vilches, pour visiter différentes fermes d'élevage ; le séjour est agrémenté de repas locaux et de logement sur place. Les éleveurs taurins développent des activités cynégétiques au sein de leurs fermes pour la chasse au petit et au gros gibier. Des safaris sont organisés dans les montagnes où sont élevés en liberté les taureaux de combat²⁷⁶.

Pour parfaire ce tableau des activités de loisirs liées à l'élevage ou support d'élevages spécifiques, il faudrait développer le rôle des élevages de gibier. Il faudrait également évoquer la place de l'élevage comme activité de loisirs elle-même, comme hobby, notamment pour les chevaux, les ânes, les poules... ; des formes d'élevage pour lesquelles nous n'avons aucune donnée, ni publication en dehors des recherches sur l'élevage des chevaux réalisée par Cécile Clergeau. Pourtant ces amateurs gèrent du foncier et sont à l'origine de flux économiques et de liens aux agriculteurs. Ces éleveurs-amateurs jouent souvent un rôle-clé dans le maintien ou la relance de races domestiques menacées. Il reste que des interrogations existent sur la concurrence entre élevage de loisirs et élevage pour la production agricole et le suivi sanitaire des élevages de loisirs.

- Nouvelles diversifications

De nouvelles formes de diversifications agricoles et rurales reposant sur l'élevage émergent et tendent à se développer en Europe. Il s'agit en premier lieu des activités autour du *care farming* ou *social farming*.

- Le care, une nouvelle activité liée à l'élevage ?

Le *green care* est un terme générique pour un large éventail d'interventions autour de la santé. Le *green care farming* concerne plus directement les exploitations agricoles et a été défini ainsi par Dessein et Bock en 2010 : « L'utilisation des exploitations agricoles (les animaux, les plantes, les jardins, la forêt et les paysages) comme fondement pour promouvoir la santé physique et mentale, aussi bien que la qualité de vie, pour une variété de groupes de clients » (Dessein and Bock, 2010). On trouve les dénominations suivantes : « *farming for health* », « *social farming* », « *therapeutic agriculture* » (Leck *et al.*, 2014). Les définitions sont nombreuses et traduisent des contextes politiques nationaux différents. Aux États-Unis, cette activité est plutôt connue sous le nom de « *therapeutic agriculture* » ou « *zootherapy* », voire d'« *animal assisted therapy* ». La place de l'animal est importante dans ces formes d'activité et les études médicales soulignent l'importance des rapports à l'animal pour les soins aux personnes : liens émotionnels, activité physique. Ainsi en France par exemple parle-t-on de zoothérapie, et dans d'autres études de thérapie assistée par l'animal.

Depuis les années 2000, les études se multiplient autour des « *green care farm* » ou des « *care farming* » et du « *green care* » en Europe du Nord notamment (Royaume-Uni, Pays-Bas) alors que c'était un champ très peu étudié auparavant. Les publications scientifiques sont particulièrement nombreuses sur les Pays-Bas (Hassink *et al.*, 2013 ; Hassink *et al.*, 2012). Un colloque a eu lieu en 2005 à l'échelle de l'Europe, ayant pour ambition de faire le point de cette activité dans les différents pays européens. De mai 2006 à janvier 2009, un projet européen de recherche action (« *social farming in Europe* ») a été mené dans sept pays. Au Royaume-Uni, une étude a été commanditée en 2007 pour clarifier la nature de cette activité et son développement (Leck *et al.*, 2014)²⁷⁷. Les études et recherches sont à caractère pluridisciplinaire et soulignent toutes la croissance de cette activité dans les différents pays d'Europe, notamment depuis le début des années 2000 : en Allemagne on serait passé de 800 exploitations en 2008 à 1 000 en 2011 et sur la même période en Flandres de 400 à 600. En Italie, le *care* s'est développé également, surtout dans le Nord (Pardini and Nori, 2011). Aux Pays-Bas, le nombre de fermes de soin, selon l'Institut statistique agricole, est passé de 474 en 1999 à 1 211 en 2011 (Dessein *et al.*, 2013).

L'étude conduite au Royaume-Uni en 2007 montre que ce sont surtout des fermes d'élevage qui sont concernées par cette forme de diversification de l'activité et une large variété d'espèces animales sont présentes sur les

²⁷⁶ Consultation de sites Internet de domaines agricoles, d'agences touristiques et de l'office du tourisme espagnol : www.spain.info/fr.

²⁷⁷ Ce rapport est utilisé dans l'article de Leck C. *et al.*, 2014.

« fermes du *care* » : 89% ont des volailles, après viennent les cochons (77%), puis les moutons (68%) ; les chevaux (58) ; les autres volailles (55%), bovin-viande (46%), chèvres 21% (alors que seules 2,4% des exploitations anglaises possèdent des chèvres) (Leck *et al.*, 2014). Le type d'élevage prédominant diffère d'un pays à l'autre : ainsi aux Pays-Bas, ce sont surtout des fermes d'élevage laitier qui sont concernées.

Cette activité se centre donc autour de la santé et de l'accueil social et les recherches soulignent toutes la grande variété de pratiques en Europe. Elles peuvent concerner des personnes malades, des personnes âgées, des jeunes en difficulté ou peuvent jouer un rôle de réinsertion sociale (chômeurs de longue date, anciens toxicomanes, ex-détenus...) (Beiger and Jean, 2011). En Italie, ce type d'activité s'adresse aux personnes à la retraite ou à des personnes ayant des difficultés musculo-squelettiques ou des problèmes de socialisation (Pardini and Nori, 2011). Au Royaume-Uni, les principaux bénéficiaires du *care farming* sont les jeunes et les adultes ayant des difficultés pour apprendre ou qui ont des problèmes de santé mentale. Aux Pays-Bas, en 2009, le *care farming* a concerné pour 24% des personnes âgées, 32% des jeunes, 39% des personnes ayant des problèmes mentaux ou une déficience intellectuelle. En Flandre belge, l'étude de Dessein *et al.* montre que les fermes du *care* concernent pour plus de 60% des jeunes en difficulté et que plus de 30% des personnes accueillies ont une déficience mentale (Dessein *et al.*, 2013). Aux Pays-Bas et en Flandres, les clients viennent à la ferme plusieurs jours, généralement sans hébergement. Ils participent aux travaux de la ferme. En Bulgarie, il existe des fermes de ce type pour les prisonniers. Dans des jardins d'insertion, comme les jardins de Cocagne, nombreux en France, une activité de basse-cour peut se développer afin de proposer aux personnes en insertion qui ont des problèmes physiques d'exercer des tâches moins éprouvantes que la culture maraîchère.

Qui pratique cette activité ? Beaucoup de travaux de recherche s'interrogent sur l'appartenance à la multifonctionnalité de cette activité (Dessein *et al.*, 2013). Effectivement au Royaume-Uni, le « *care farming* » participe de la diversification de l'agriculture : les fermes qui adoptent cette forme de diversification représentent 75% des structures pratiquant cette activité. Dans ce cas, on peut dire que c'est une pratique agricole qui utilise les ressources agricoles pour fournir des services de soins sociaux ou éducatifs à des personnes vulnérables (Figure 5.9.10). Les contextes agricoles sont aussi divers : exploitations pratiquant l'agriculture intensive ou extensive, voire des fermes spécialisées reconnues comme fermes de soin. En Flandre et aux Pays-Bas, ce sont surtout des exploitations familiales qui pratiquent cette activité (Dessein *et al.*, 2013). Souvent, l'initiative de cette diversification vient des femmes d'agriculteurs qui ont parfois travaillé dans le milieu médical. Dans d'autres cas, ce sont des acteurs non agricoles qui sont à l'origine de ce type de structure : des institutions médicales créent des fermes spécialisées, on note aussi l'existence de jardins institutionnels hospitaliers, des coopératives sociales ou ateliers sociaux (*Werkstätte*) en Allemagne. Parfois, ce sont d'anciens employés d'institutions de santé qui créent des entreprises de *green care* (Dessein *et al.*, 2013). Dans les anciens pays de l'Est, des ONG sont parfois à l'origine de ces structures. Au Royaume-Uni, ce sont surtout des jeunes qui font du *care farming* (Leck *et al.*, 2014). Pour les exploitations agricoles, la rémunération de cette fonction est diverse : elle peut passer par des paiements directs réalisés par les instituts de santé (comme aux Pays-Bas), par des subventions du ministère de l'Agriculture ou par la valeur ajoutée sur les produits de la ferme au titre de l'éthique. Dans le cas de fermes liées aux institutions, plusieurs statuts peuvent exister : l'agriculteur peut être payé par l'institution et ses produits agricoles peuvent être vendus ou utilisés dans l'institution. Dans le cas de *care farming* à des finalités de réinsertion, l'organisation et le paiement peuvent être organisés par les centres de réadaptation, les prisons ou les services sociaux. Lorsque les personnes accueillies sont rémunérées par les agriculteurs, ceux-ci peuvent percevoir des paiements par les services sociaux comme compensation à l'emploi de personnes considérées comme difficiles. Dans la plupart des cas, il n'y a pas de paiement compensatoire.

Le degré d'organisation, de reconnaissance et même de développement et de réel impact économique de ces activités est très divers selon les pays. Le *care farming* est important et reconnu aux Pays-Bas, il fait même l'objet d'enseignement dans les écoles d'agriculture. Le *green care* est considéré dans le cadre de la santé publique en Allemagne, en Autriche et au Royaume-Uni (Dessein *et al.*, 2013). En Allemagne, un statut social a été créé pour apprendre avec les animaux. En Italie, des activités d'animaux-thérapie ou de « cheval-thérapie » se sont mises en place en lien avec l'aide sociale ou les systèmes d'assurance maladie (Pardini and Nori, 2011). Au Portugal, il semble que cette activité ne soit pas structurée. En France, un institut de zoothérapie a été créé en 2003. Le colloque européen souligne qu'il y a des difficultés législatives autour de cette activité dans certains

pays européens. La plupart des travaux mentionnent les difficultés de formation à cette activité. Et il semblerait que les études économiques manquent.

Pourtant, le *green farming* joue un grand rôle dans la revalorisation du rôle de l'agriculture dans la société. Cela permet de réhabiliter et réaffirmer le rôle social de l'agriculture, tout comme son rôle dans la préservation de l'environnement en allant à l'encontre des dénonciations dont le monde agricole a fait l'objet ces dernières années. Dans les exploitations agricoles qui se diversifient dans cette activité, des auteurs ont noté que plus de soin était apporté aux biotopes et aux paysages, et même aux animaux. Ainsi, un témoin explique que c'est grâce à la présence d'un patient qu'un agneau a été sauvé, car celui-ci lui a accordé tout le temps nécessaire pour le nourrir au biberon (Leck *et al.*, 2014). Cette activité rencontre toutefois un certain nombre de difficultés liées à leurs différents degrés de reconnaissance ou d'institutionnalisation. Par ailleurs, une bonne reconnaissance et institutionnalisation ne sont pas forcément la garantie de la pérennité de la rémunération, voire même des liens entre agriculture et *care*. En effet, la professionnalisation demandée aux Pays-Bas, notamment, où cette activité est reconnue, tend à la détacher de l'agriculture. C'est pourquoi quelques auteurs se demandent si cette activité participe vraiment de la diversification agricole. On peut aussi s'interroger sur la viabilité sur le long terme de ces activités qui dans certains cas constitue une forme d'opportunisme.



Figure 5.9.10 : entretien des paysages touristiques par des ânes sur la côte ouest irlandaise (gauche) ; Care farming en Angleterre (droite)

- Élevage et énergie, un nouveau porteur de dynamiques territoriales ?

Les animaux d'élevage participent également des dynamiques des territoires par leur rôle en termes de production d'énergie, sous des formes « traditionnelles ». Les travaux concernant certains pays de l'Est mentionnent le rôle de la traction animale pour les déplacements en milieu rural, mais elle revient aussi dans les pays de l'Ouest, tant en ville que dans des espaces très isolés (Jez, 2014).

L'utilisation du cheval retrouve un intérêt pour les travaux agricoles dans des petites structures maraîchères tout comme pour des travaux viticoles sur des terrains très pentus (exemple : vignoble des Côtes-rôties). Leur utilisation participe de la recherche de pratiques culturelles moins intrusives et d'une image alternative. Ainsi des projets d'agriculture maraîchère, souvent biologique, se montent avec le cheval comme animal de trait pour les labours (Jez, 2014). Dans des endroits d'accès difficile, les animaux peuvent servir au portage de matériel et de matériaux ; on peut mentionner par exemple l'action de la Fédération d'économie alpestre de Savoie en faveur de l'usage de la mule de Savoie pour ce type d'activité. Céline Vial *et al.*, à travers l'analyse de plusieurs cas d'utilisation de chevaux à des fins énergétiques, montrent que cela participe de projets de développement innovants, et ils soulignent que le cheval fédère des acteurs locaux et remplit des missions de services publics : en ville pour la collecte de déchets, le transport de personnes, la police montée, *etc.*, et dans des milieux naturels pour l'entretien de sites naturels protégés, la surveillance de troupeaux, la mise en place de navettes hippomobiles pour le transport de touristes (Vial *et al.*, 2012). En Suède, le cheval est très important pour l'activité forestière (European Horse Network, 2010), alors qu'en France on note un renouveau de cet usage, là où les forêts sont difficilement accessibles (pentes) et pour des pratiques plus respectueuses de l'environnement

en termes de gestion forestières, tant pour le débardage que pour le dessouchage, mais aussi pour le transport de plants d'arbres (Lizet *et al.*, 2015). Les chevaux pour l'exploitation forestière permettent de préserver les écosystèmes fragiles et causent des dommages minimes.

Quelques entreprises prestataires de service reposant sur le cheval de trait se créent ainsi : aide aux vendanges dans les grands vignobles bordelais, entreprises de débardage et dessouchage au service de l'ONF, de la SNCF ou de conseil généraux pour l'entretien d'espaces naturels. Quelques-unes sont multifonctionnelles et forment de véritables TPE associant accueil et prestation de service ; des entreprises souvent difficilement transmissibles. Des problèmes de statut, de formation et de matériel de trait peuvent se poser à ces entreprises ; aussi a été créé en 1999 un Centre européen de ressources et de recherche en traction animale, qui comptait 3 000 adhérents en 2014 (Lizet *et al.*, 2015). Cette question concerne donc à la fois les chevaux, les ânes et les mules. Il reste que ces entreprises valorisent des races locales, des savoir-faire spécifiques et répondent à des demandes pointues. Le renouveau de l'usage de la force de trait animale est également positif en termes de maintien des races de trait. Toutefois, Bernadette Lizet signale par exemple que le désordre existant dans la filière hippophagique en France risque d'affaiblir les races de trait et de remettre en cause le renouveau (Lizet *et al.*, 2015).

Dans cette rubrique nous pourrions aussi évoquer la naissance de nouvelles filières de matériaux d'isolation thermique valorisant des produits de l'élevage comme la laine de moutons, mais les articles scientifiques sont rares sur ce point.

Pour ces activités liées à l'élevage (*care*, *trait*, *etc.*), il existe de vraies difficultés législatives sur les statuts (Dessein *et al.*, 2013). Il convient également aussi de souligner ici les controverses importantes suscitées par les nouvelles représentations de l'animal dans nos sociétés. Des pratiques comme le gavage (Mognard, 2013), la corrida, *etc.* sont fortement contestées. Jean-Pierre Digard, chercheur spécialisé dans les relations homme-animal, a beaucoup écrit sur le cheval. Il souligne la diversité des cultures équestres et l'éclatement de l'image de l'animal qui fait émerger des tensions autour des différentes représentations que les acteurs se font de l'animal et de son bien-être. Il questionne ainsi le devenir des courses hippiques. Il évoque également les débats qui ont lieu autour de la gestion de la fin de vie des animaux de course, de loisirs et de trait (Digard, 2007). Ces débats peuvent aussi entrer en contradiction avec la valorisation patrimoniale non seulement de produits alimentaires, mais artisanaux issus de l'élevage comme les produits à base de cuir. Enfin, il semblerait, en France notamment, que les courses de chevaux soient concurrencées par d'autres formes de paris plus « simples » comme celles autour du football.

5.9.3. Quels modèles productifs ?

L'étude de la vitalité des territoires en lien avec l'élevage donne lieu à des débats sur les modèles d'analyse pertinents pour saisir la cohérence et le potentiel des systèmes d'activités. Le premier modèle, celui du « panier de biens » est à l'honneur depuis les années 2000 et concerne très largement les produits liés à l'élevage. En revanche deux « systèmes » de production tendent à être réhabilités et méritent d'être analysés ici en termes de vitalité des territoires : il s'agit des liens entre élevage et économie de semi-subsistance et du pastoralisme.

- Le modèle du panier de biens

L'élevage et les produits animaux constituent des ressources territoriales et peuvent à ce titre contribuer à un développement territorial durable, selon des modalités de rencontre entre offre et demande de produits de qualité (Gumuchian and Pecqueur, 2007). Deux caractéristiques majeures sont à prendre en compte pour cette rencontre : une *offre* ancrée dans l'espace et une demande conjointe de produits et services de qualité. L'offre ancrée dans un territoire donné, confère à ces ressources un caractère exclusif, interdépendant et complémentaire. Ce caractère résulte d'une « spécificité » qui n'est pas seulement donnée, mais qui est aussi construite par les acteurs du territoire. La *demande* conjointe de produits et services de qualité dépend de leurs

prix et de signaux officiels et objectifs, mais surtout d'éléments subjectifs et affectifs, donc d'attributs cognitifs non codifiés, d'images ou de symboles.

De cette confrontation offre-demande et de ces cadres d'analyse est né le concept de *"panier de biens"* (Mollard and Pecqueur, 2007; Pecqueur, 2001). Initialement développé dans le cas des Baronnies où un panier de biens a été mis en évidence autour de l'huile d'olive AOC de Nyons, produit leader du territoire, qui a agrégé autour de lui d'autres produits issus également d'une longue tradition (dérivés de l'huile, vins de cépage, lavande AOC, huiles essentielles et plantes aromatiques). Ce modèle est à l'origine d'une Rente de qualité territoriale (RQT) pour les producteurs (cas de l'huile d'olive de Nyons dans les Baronnies). Une telle rente apparaît lorsque se rencontrent sur un même territoire une offre complémentaire de produits ou de services de qualité et une forte demande pour des biens typiques et spécifiques de ce territoire. Différentes recherches menées essentiellement en Auvergne et Rhône-Alpes ont montré que les produits issus de l'élevage avaient également vocation à intégrer des dynamiques territoriales de type « panier de biens » mais sous des formes très diverses : dans l'Aubrac (voir études de cas Massif central), le Chablais, le Vercors et d'autres régions de Rhône-Alpes.

Plusieurs composantes, dont la présence conjointe, sont constitutives du panier de biens. Il faut tout d'abord qu'il y ait une offre spécifique de produits et de services privés sur un territoire. Les produits présents dans le panier sont issus d'une culture d'élevage et d'une histoire longue, et construisent ainsi une image de qualité cohérente. Ils deviennent ainsi peu substituables à des produits génériques. Leur production est attachée à un terroir et à des modes de savoir-faire (Figure 5.9.7). Toutefois, la consommation sur place de ces produits est également facilitée par l'attractivité de la zone, en lien avec le tourisme et la gastronomie. Il faut effectivement que l'activité de consommation soit structurée par des séjours touristiques, mais aussi par la vente directe, la gastronomie et la restauration, la culture, *etc.* Il faut également des biens publics qui valorisent le panier de biens. Ainsi, l'ensemble des ressources territoriales entourant les produits contribuent à les mettre en valeur. C'est notamment le cas des paysages culturels liés à l'élevage, du patrimoine bâti (granges typiques), de l'histoire et des traditions (les foires) qui constituent une sorte d'écrin qui met en scène les produits.



Figure 5.9.7 : (1) Magasin de produits de terroir à Munster (Vosges) ; halles Bocuse à Lyon

Cependant, les dynamiques territoriales et concurrentielles évoluent rapidement et rendent le modèle du panier toujours fragile. Les coordinations entre acteurs privés et publics jouent donc un rôle capital pour pérenniser le modèle du panier. La complémentarité des relations entre les différents produits du panier dépend en premier lieu des acteurs privés. Leur intérêt propre les incite à favoriser l'émergence de produits complémentaires de qualité. Pour maintenir un niveau de rente élevé et le modèle du panier de biens, les acteurs privés doivent s'accorder sur le périmètre d'origine et le niveau d'exigence des cahiers des charges. Cela été le cas, entre autres, dans l'Aubrac dans la filière laitière structurée autour de la coopérative « Jeune Montagne ». Celle-ci est soucieuse d'améliorer son cahier des charges et son image de marque (stratégie cohérente entre la coopérative et les producteurs fermiers). Par ailleurs, il faut des coordinations institutionnelles convergentes. En effet, l'action publique est souvent nécessaire pour définir les échelles territoriales et sectorielles cohérentes. Ainsi, le projet de création d'un PNR sur l'Aubrac (écartelé entre trois départements) répond-il à cette nécessité. Enfin, les actions

publiques et privées gagnent à être coordonnées pour converger vers des objectifs de développement territorial. C'est typiquement le cas de la Maison de l'Aubrac dont la construction a été financée par le syndicat de l'Aubrac aveyronnais mais dont la gestion a été confiée à une SARL associant un coutelier, la coopérative fromagère, un restaurateur et un liquoriste. La solidarité met ainsi en valeur les liens entre produits et territoires : la Maison de l'Aubrac se charge d'organiser un ensemble de découvertes des richesses naturelles et patrimoniales du territoire très liées à l'histoire pastorale du territoire (en particulier les estives).

Trois modèles de paniers intégrant des produits animaux ont ainsi été identifiés : le modèle hybride reposant sur les exemples de la Bresse et du Sud Grésivaudan ; le modèle *top-down* illustré par le cas de l'Ardèche et le modèle du panier proprement dit. Le modèle hybride résulte de la coexistence sur un même territoire d'un développement basé sur des produits génériques et de formes de production locales de qualité liées à la tradition (Hirczak and Mollard, 2005) ; (Hirczak, 2007). Le modèle hybride bressan cumule en effet un mélange de territoires (zone AOC *versus* bassins de production laitière ou d'élevage), des modes de production différents (forte variabilité des cahiers des charges), d'une offre à la fois générique dans le cas du maïs et du lait et spécifique pour la volaille de Bresse, le beurre et la crème, et d'une demande plutôt générique et a-territoriale. Dans le Sud Grésivaudan, l'AOC noix et le saint-marcellin fonctionnent sur des logiques très sectorielles. Dans le cas du modèle *top-down*, le panier de biens n'existe que grâce à une stratégie institutionnelle efficace, ici celle du conseil départemental. L'offre de produits de qualité est véritablement spécifique, intégrant des produits animaux (fromages de chèvres notamment). Les identités territoriales sont fortes et l'image du département est forgée par l'activité touristique. Enfin, l'Aubrac, le Diois, les Bauges ou le Sancy relèvent d'un modèle du panier de biens intégrant des produits animaux. Ils partagent une trajectoire très proche : territoires en marge de l'industrialisation des années 1960, maintien de productions traditionnelles et d'un environnement de qualité.

- L'agriculture de semi-subsistance ; un autre modèle contribuant aux dynamiques territoriales ?

L'élevage tient une grande place dans les pratiques d'auto-consommation et dans l'économie de semi-subsistance ; une économie qui a encore une place non négligeable en Europe. Alors que la proportion des exploitations produisant leur propre alimentation ne dépasse pas 10% en Europe occidentale, elle est de 35 à 70% dans les PECO (notamment pour les œufs, la volaille, les légumes et les fruits) (Smith and Jehlicka, 2013). La proportion d'exploitations de subsistance ou semi-subsistance est également très importante dans les Balkans, où les élevages de chèvres et de brebis sont une des bases de l'autarcie familiale (élevage d'appoint, vente directe) (Vallerand *et al.*, 2007). Ainsi pour les petites élevages de Thessalie, l'autoconsommation de lait sous diverses formes (lait frais, feta, yaourt, préparation à base de blé ou *tachana*) s'élève à 150 litres/personne et par an, et pour la viande ovine, qui remplace intégralement l'ensemble des autres viandes dans la diète quotidienne, sa consommation peut aller jusqu'à 50 kg/personne/an (Perucho *et al.*, 2015).

Les travaux de Catherine Darrot et de Marie-Luce Ghib consacrés à la Pologne et à la Roumanie montrent l'importance de l'autoconsommation, voire de la subsistance dans les « maisonnées ». Les produits de l'élevage y jouent un grand rôle (Ghib, 2013) (Darrot, 2008 ; Darrot and Mouchet, 2005). Les plus petites exploitations élèvent des animaux de basse-cour (porcs, volailles, lapins) qui sont autoconsommés et fournissent la majeure partie de l'apport de viande. Une enquête menée en 2009 montrait que la consommation moyenne était de 22,5 volailles et 2,6 porcs par an et par maisonnée (Ghib, 2013). Dans le cas roumain, la part d'autoconsommation est très importante dans les revenus totaux des familles rurales, par rapport aux autres pays membres de l'UE. Elle intervient aussi bien en milieu rural qu'en milieu urbain et représente l'objectif principal de près de 64% des exploitations roumaines (Ghib, 2013). Certains produits ne se retrouvent pas dans les rayons des supermarchés, ce qui explique le maintien de ces produits fermiers : notamment les oies, les canards, les dindons. Ainsi, des circuits non marchands développés durant la période communiste se sont maintenus en Roumanie.

Il en est de même pour la Pologne, où l'agriculture a pourtant davantage évolué. Ainsi, dans la région de Basses Carpates, où l'emploi agricole est supérieur à 23%, les exploitations ont parfois moins de 1 ha et vivent en autosubsistance et vente directe au bord des routes (Bíró *et al.*, 2011). Des auteurs d'un article du *Journal of rural studies* insistent sur la valeur de cette économie d'autosubsistance en termes de qualités alimentaire, environnementale et surtout en termes de lien social. Ils soulignent les rôles sociaux que revêtent les dons et

contre-dons générés par ce type d'économie, et leur importance pour le maintien des liens étroits entre les villes et les campagnes (Smith and Jehlicka, 2013). Marie-Luce Ghib note elle aussi que l'autoconsommation est au cœur de la culture rurale et alimentaire roumaine (Ghib, 2013). Elle souligne que certaines ONG roumaines relient ces petites exploitations aux bénéfices de la protection de la biodiversité dans les zones de pâturage notamment. D'autres auteurs soulignent, pour la Pologne, que cette production assure une « base durable » à peu près à la moitié de l'alimentation nationale en termes d'utilisation d'intrants, de système circulaire et de faible dépendance des subventions européennes (Darrot and Mouchet, 2005; Pouliquen, 2011 ; Smith and Jehlicka, 2013). Enfin, les exploitations de semi-subsistance sont valorisées pour leurs pratiques favorables au bien-être animal, mais c'est un point que les éleveurs eux-mêmes ont du mal à reconnaître par rapport à leurs propres conditions de vie, ce qu'analyse Catherine Darrot dans plusieurs de ses articles.

A ces analyses des exploitations de semi-subsistance des anciens PECO on pourrait ajouter celle des exploitations de minifundium qui demeurent relativement nombreuses en Europe du Sud, mais également en Irlande. Au Portugal, elles assurent le maintien de la vie dans des espaces ruraux où le peuplement et l'activité reculent. L'importance des revenus de type pension permet à ces exploitations de se maintenir comme le soulignent Carlos Ferrás-Sexto et Patrick O'Flanagan à propos des exploitations galiciennes (Ferrás-Sexto and O'Flanagan, 2012).

L'importance des petites exploitations dans les Balkans et dans les PECO, notamment, s'explique par des formes de double activité familiale. Il y a une sorte d'équilibre, certes fragile, entre activités industrielles des petites villes, agriculture et élevage. Ainsi dans le Comitat de Sisak-Moslavine en Croatie, même si les entreprises laitières ne collectent plus, de petites structures se maintiennent et sont autorisées à produire et vendre du fromage frais et de la crème « sur le palier » de leur exploitation, dans la limite de 10 000 litres de lait annuels. Ces exploitations représentent la masse des ménages ruraux qui tirent de l'élevage et de la transformation laitière un revenu secondaire. Cette activité occupe la main d'œuvre à domicile : femmes, retraités et enfants²⁷⁸.

La polyculture-élevage peut constituer une position de repli en cas de crise économique. Lola Perucho *et al.* analysent ce phénomène pour la Grèce et plus particulièrement la Thessalie, région pastorale grecque (Perucho *et al.*, 2015). Ils expliquent dans leur article que « les productions animales occupent en période de crise une part croissante de l'économie au détriment des productions végétales » et suggèrent que le « retour » vers l'activité agricole concerne en particulier l'élevage de petits ruminants laitiers. Ce retour s'explique par les exportations de feta et surtout l'importance culturelle de la consommation de fromages. L'augmentation de la production laitière concerne certes quelques grandes exploitations fonctionnant avec de la main d'œuvre immigrée albanaise, mais pour l'essentiel des exploitations familiales de semi-subsistance. Ils insistent sur le fait que ces petits élevages d'autosubsistance ont un rôle économique et social fondamental pour la survie de nombreux ruraux en Thessalie. Le retour concerne certes des actifs de plus de 45 et des retraités, mais aussi des jeunes « dont l'issue professionnelle à court terme est liée à la reprise du savoir-faire familial ». Ainsi de nombreux ingénieurs agronomes ou jeunes diplômés d'Instituts techniques sans emploi, reprennent l'activité de leurs parents. La crise renforce aussi le rôle de cette activité pour les doubles actifs qui réinvestissent dans l'élevage ; activité, qui était réduite avant la crise à une source de revenus secondaire, voire exclusivement consacrée à la consommation familiale. Dans ces cas-là, la reconversion s'opère avec un capital initial préexistant (Perucho *et al.*, 2015).

Cet exemple grec n'est pas unique, les micro-exploitations polonaises s'illustrent également par leur capacité de résistance économique, sociale et spatiale (Darrot *et al.*, 2009 ; Pouliquen, 2011). Cette dernière a été confortée par la montée des revenus familiaux non agricoles et depuis 2004 par l'accès croissant aux aides directes à l'hectare de la PAC (Pouliquen, 2011). Les auteurs signalent également pour la Pologne que la crise de 2010 remet à l'ordre du jour le rôle de tampon anti-chômage et anti-récession du secteur de semi-subsistance, comme dans les années 1990 (Pouliquen, 2011).

²⁷⁸ Clément Corbineau, Note « L'élevage laitier en Croatie centrale : le cas du Comitat de Sisak-Moslavine », tiré d'une thèse en cours.

Si la répartition des tâches au sein des exploitations pose question et que le travail féminin n'est pas toujours valorisé (Ferrás-Sexto and O'Flanagan, 2012), il reste que ce type d'élevage et de valorisation des produits de l'élevage peut jouer un rôle en termes d'emplois, d'indépendance féminine et de reconnaissance des savoir-faire féminins et du rôle des activités féminines. Des cas d'études portant sur quelques régions rurales grecques et sur d'autres pays des Balkans, dont la Roumanie, illustrent ce point. En Grèce, les premières coopératives agritouristiques ont été créées à Lesbos grâce au Secrétariat général pour l'égalité des deux sexes. Dans les années 1990, l'engouement croissant des consommateurs touristes pour les produits locaux et l'accompagnement de la PAC sont à l'origine du succès de ces coopératives dont le nombre est passé de 10 à la fin des années 1980 à 142 à la fin des années 2000 (Anthopoulou, 2010)

Ces micro-exploitations livrent parfois leur produit, notamment leur lait, à des entreprises de transformation qui jouent des rôles contrastés pour leur maintien. Ainsi l'article d'analyse comparée de Carlos Ferrás-Sexto et Patrick O'Flanagan sur les effets des politiques des coopératives laitières sur le maintien ou non des micro-exploitations montre que si dans le cas de la Galice, dont les exploitations livrant à la coopérative ont en moyenne 9,7 ha, il y a équilibre entre pratiques familiale culturelle et agriculture commerciale, tel n'est pas le cas pour l'Irlande (Ferrás-Sexto and O'Flanagan, 2012). Dans le cas Galicien, si les éleveurs livrent leur lait à la coopérative, ils ont un cochon et des volailles pour l'autoconsommation. Le rôle des coopératives dans le maintien ou la fragilisation des micro-exploitations est également analysé dans une note de Clément Corbineau à propos du Comitat de Sisak-Moslavine en Croatie. Il y montre la diminution des petites exploitations laitières face au déclin de l'emploi dans les petites villes et les nouvelles stratégies des industries laitières ; celles-ci concentrent la collecte dans les régions de plaine où se trouvent les plus fortes densités « d'exploitations moyennes » et refusent la collecte en trop petite quantité et mettent des normes de qualité qui de fait excluent les petits élevages²⁷⁹.

En effet, ce système est fragile. Tout d'abord face aux politiques publiques - et pas seulement celles de la Pac. Les auteurs de l'étude sur l'auto-provisionnement en république Tchèque et en Pologne soulignent combien ces formes de production sont rejetés par les politiques publiques. Ils citent par exemple un document stratégique du gouvernement tchèque datant de 2000 qui voit cette activité de façon tout à fait négative. Toutefois ces politiques visant à faire disparaître ces pratiques et formes de production agricoles sont réactivées par le souci de la qualité au moins environnementale des produits et des formes de production (Smith and Jehlicka, 2013 ; Sutkowska *et al.*, 2013). Elles demeurent tout de même fragiles face à l'extension urbaine, les conflits d'usage, mais aussi le déclin des activités traditionnelles ou de celles de petites villes qui permettaient le maintien de la pluriactivité. Ce déclin est difficilement compensé par des politiques d'aide à la valorisation des traditions pastorales et des produits, ainsi que la promotion du tourisme rural. Ces productions peuvent aussi être fragilisées par les normes sanitaires : une étude de l'Institut de l'Elevage signale que la fabrication à la ferme est dominante en Roumanie, mais que les producteurs qui avaient l'habitude de vendre leurs produits laitiers sur les marchés se sont vu imposer des règles quant au matériel réfrigéré auxquelles ils ne peuvent faire face. Toutefois, des villes ont elles-mêmes créé des banques réfrigérées pour que les éleveurs puissent continuer à vendre leurs produits et ainsi maintenir un peu de revenus (Institut de l'Elevage, 2007).

Ainsi les exploitations de semi-subsistance, qui sont pour la plupart concernées par l'élevage, rendent plusieurs services : elles épargnent aux ménages agricoles et au pays les coûts individuels, sociaux et budgétaires d'une forte réduction de l'emploi agricole, dont ceux de l'émigration rurale, du chômage urbain et du dépeuplement de l'espace rural (Pouliquen, 2011) ; elles jouent un rôle de tampon en temps de crise, et assurent une forme d'alimentation durable. Ce modèle pourrait être aussi réhabilité au titre du bien-être animal (Darrot and Mouchet, 2005 ; Ferrás-Sexto and O'Flanagan, 2012 ; Smith and Jehlicka, 2013) et de la préservation de la biodiversité. Enfin, même si ce modèle est fragile face à l'évolution des pratiques d'achat que nous avons déjà évoquées, la diffusion du modèle alternatif de qualité des pays d'Europe du Nord et de l'Ouest pourrait réhabiliter ce « modèle » au nom de la sécurité des consommateurs et de la qualité de l'alimentation dans les pays des

²⁷⁹ Clément Corbineau, Note « L'élevage laitier en Croatie centrale : le cas du Comitat de Sisak-Moslavine », tiré d'une thèse en cours.

Balkans et des PECO où ce modèle s'est maintenu. C'est ce qu'envisagent Joe Smith et, Petr Jehlicka dans leur article à propos de la Pologne (Smith and Jehlicka, 2013).

- Le pastoralisme, une pratique européenne réhabilitée et réinterrogée

Le pastoralisme - que l'on peut définir comme une pratique d'élevage « misant avant tout sur la mobilité » des animaux et des hommes et sur une exploitation de la végétation naturelle (Bonnemaire and Jest, 2013), une mobilité qui permet « un ajustement réciproque des besoins de troupeaux (au fil des jours, des saisons et des années) et de l'état et de la nature des ressources fourragères » (Bonnemaire and Jest, 2013) - repose sur des savoirs spécifiques liés au vivant. En Europe, il revêt une grande diversité de formes : des pâturages de l'Europe boréale aux pâturages méditerranéens, en passant par les pâturages d'altitude des montagnes européennes. Il s'exerce sur des prairies, des steppes, ou sous un couvert forestier. Les troupeaux sont gardés ou non, et la garde peut être statique ou sur parcours. Les systèmes pastoraux reposent souvent sur des droits d'usage anciens et souvent collectifs. La mobilité est plus ou moins grande et concerne plus ou moins de personnes de l'exploitation familiale et de la famille. Le nomadisme, forme la plus mobile et concernant la famille entière, n'existe plus en Europe que pour le peuple sami, et tend à disparaître. La transhumance s'exerce sur des distances longues et est de plus en plus motorisée. Elle joue un rôle important en Europe car plus de 4 millions d'hectares de paysages de prairies dépendent de son maintien (Herzog *et al.*, 2006). Sur de courtes distances (des fonds de vallée vers les sommets) on parle de remues (estives) ; cette forme est très développée en Europe méridionale dans les zones de montagne. Reposant en grande partie sur des droits d'usage, s'exerçant dans des milieux souvent considérés comme « naturels », l'espace pastoral est typiquement un espace partagé : pour la forêt, la cueillette, la récréation (Garde *et al.*, 2014), *etc.* Aussi est-il au cœur de la vie de territoires ruraux.

Le pastoralisme qui avait reculé tend à être réhabilité. Plusieurs numéros spéciaux de revue lui ont été consacrés récemment, mobilisant différentes disciplines scientifiques (*Revue de Géographie Alpine, Techniques et culture...*). Une revue lui est même dédiée : *Pastoralism: Research, Policy and Practice* et plusieurs thèses françaises récentes illustrent l'intérêt porté aux rôles et effets territoriaux du pastoralisme (Eychenne, 2006 ; Lazaro, 2015). Ces travaux évoquent à la fois son rôle d'un point de vue écologique, mais aussi social et culturel. Ils visent également à réhabiliter les savoirs pastoraux. Ainsi un numéro récent de la revue *Techniques et culture* intitulé « Pâturage » leur est consacré et on peut lire dans la conclusion de ce numéro que : « *Les cultures professionnelles associées à ces élevages à l'herbe (ou à la feuille ou au lichen...) reposent notamment sur des apprentissages complexes longs à acquérir transmis par les prédécesseurs, faits d'observations, de communications, d'intuitions, de sensations, d'interactions. De tels savoirs renvoient aux Traditionnal Ecological Knowledge, aux savoirs naturalistes locaux, ou encore aux savoirs paysans* » (Dupré *et al.*, 2015). Les titres de plusieurs articles l'illustrent : « Pâturage et cultures techniques de l'herbe » (Doré *et al.*, 2015), « Le pâturage est toute une science ! Savoirs écologiques sur la neige et représentation sami du pâturage » (Roturier and Roué, 2015) ; « Mouton, dessine-moi un pays. L'élevage ovin et l'identité régionale en Patagonie ». Un autre auteur écrit que : « *les savoir-faire liés à la conduite de troupeaux sur parcours et alpages se perpétuent dans le cadre d'un très fort attachement des acteurs à ce patrimoine culturel de métiers, de pratiques, de réseaux et d'échanges* » (Garde *et al.*, 2014). Ces savoir-faire tiennent à la fois aux savoirs « écologiques » mais aussi aux liens à l'animal. Ainsi, entre les éleveurs de vaches des maisons d'été de Suède et leur animal s'établissent de vrais rapports de confiance : les vaches étant seules sur le parcours la journée et rentrant seules le soir à l'étable (Eriksson, 2011). Cette culture, étant très fragilisée, voire, dans certains cas, menacée, fait l'objet de films documentaires pour en conserver la mémoire, et pour sensibiliser la société à son maintien. C'est notamment le cas dans les Balkans où la transhumance sur de longue distance était encore très vivante, mais tend à disparaître. Ainsi, en Roumanie, films et reportages ethnographiques se multiplient sur la pratique de la transhumance qui pourtant ne concerne plus que 5% des 10 millions de moutons élevés en Roumanie²⁸⁰. On peut citer également le film documentaire, « Volta a Terra » (retour au pays) sur le Portugal qui accorde une large

²⁸⁰ *Regards Est-Ouest* lui consacre même un article en 2013 : Lefter H, 2013, Roumanie: Le renouveau de la pratique de la transhumance (sources: *Romania Insider, Balkan Insight, Archiva Zootechnica, Hotnews, practicalaction.org, The last transhumance*) <http://www.regard-est.com/home/breves.php?idp=1641> et une thèse est en cours sur le pastoralisme à Bucarest.

place aux savoirs pastoraux d'un jeune qui s'installe envers et contre tous comme polyculteur-éleveur en montagne, et à ceux de ses grands-parents avec qui il travaille.

Pourtant, le rôle du pastoralisme est désormais reconnu par des acteurs qui auparavant opposaient gestion des milieux naturels et agriculture. Alors que les parcs nationaux évinçaient l'élevage, aujourd'hui leurs gestionnaires encouragent le pastoralisme et valorisent même les éléments culturels de l'élevage pour les dynamiques territoriales (Laslaz, 2006). De même en Europe méditerranéenne les troupeaux (sauf les élevages intensifs) sont reconnus comme étant les principaux utilisateurs de zones difficiles, de terres de parcours souvent de statut collectif, de couverts végétaux naturels (Vallerand *et al.*, 2007). Des auteurs espagnols expliquent que si la transhumance a connu une crise prolongée depuis deux siècles, au cours de la dernière décennie, les scientifiques ont montré la valeur de cette pratique pour le maintien de milieux naturels et de paysages comme ceux de la *Dehesa* et des *Montados*. Ils sont donc considérés comme un élément-clé de l'utilisation durable des paysages et des milieux ; les routes de la transhumance jouant un rôle de corridors écologique (Manzano and Casas, 2010). L'augmentation des incendies de forêt en Espagne est certes directement imputée au changement climatique, mais surtout au recul du pâturage du bétail. De même, des travaux de géographes spécialistes de la ressource en eau insistent sur l'importance du maintien de la transhumance des troupeaux de la Crau vers les Alpes pour le maintien de la steppe de la Crau et celui de la nappe phréatique de Camargue (Beltrando, 2015). Enfin, le pastoralisme joue un rôle très important dans la préservation de la biodiversité domestique ; les races locales ou rustiques sont souvent mobilisées pour le pastoralisme (Dérioz *et al.*, 2014 ; Eriksson, 2011).

Le pastoralisme est considéré comme une ressource pour des espaces ruraux, où agriculture et emplois sont en recul comme dans les Balkans. Il permet le maintien de savoir-faire de transformation et est associé à des produits spécifiques qui font l'objet ou non de protection au titre des IG. Ces produits peuvent avoir des débouchés grâce au tourisme. En effet, la valorisation touristique du pastoralisme ne porte plus seulement sur les paysages, mais aussi sur la culture pastorale elle-même. Ainsi, dans le cadre du label Pays d'Art et d'histoire des vallées savoyardes, les guides valorisent les savoir-faire de transformation des bergers en alpage. Il en est de même des guides des parcs nationaux qui ne montrent plus seulement les ressources naturelles, mais mettent aussi en valeur les savoirs naturalistes et de transformation des bergers. Les espaces pastoraux et les savoir-faire qui y sont associés font désormais l'objet de mise en scène et de présentations touristiques qui contribuent aux dynamiques rurales des territoires de montagne, notamment. On pense notamment aux couloirs de vision et musées adossés aux fruitières savoyardes, par exemple ou aux maisons du pastoralisme que l'on retrouve dans le Sud de la France... Dans le Vicdessos, dans les Pyrénées, l'élevage est support de la transformation de l'économie locale vers le tourisme. Ainsi des exploitations pastorales font de l'agrotourisme et proposent de l'artisanat (travail de la laine) ou des produits de la ferme transformés, font visiter la ferme, louent des lamas pour le portage... La tonte, le travail de chiens de berger sont des attractions touristiques (Dérioz *et al.*, 2014). La foire a été réactivée, des animations y sont organisées pour attirer un large public. La confrérie des pastous a été créée à cet effet. Parallèlement, un marché paysan, des repas ariégeois sont servis et on peut y entendre des chants traditionnels (Dérioz *et al.*, 2014).

Ainsi, le tourisme lié à l'élevage peut prendre de nouvelles formes en lien avec ce que l'on appelle désormais le tourisme de territoire et le tourisme culturel. La connaissance ou la découverte des pratiques pastorales ou des peuples pastoraux comme les Sami dans le Nord de la Suède et de la Norvège, peut être un support touristique.

La valorisation agricole²⁸¹ du pastoralisme passe également par le développement des fêtes de la transhumance. François Labouesse explique que les fêtes publiques autour de la transhumance en pays méditerranéens se sont développées au début des années 1990 ; des fêtes organisées par le milieu agricole ou des associations, ou encore des acteurs culturels cherchant à reconstruire une identité culturelle, certaines fêtes

²⁸¹ Pour une définition de l'agriculteur voir Toureau Philippe (textes réunis par); DRAF Rhône-Alpes, 1997. A propos du patrimoine agricole rhônalpin. *Actes des Rencontres régionales*. Le Pradel, Mirabel (07), 13 et 14 novembre 1997. Cript-RA, Ingénierie culturelle, Charbonnières, 95 p.

ne traduisant plus une vraie pratique (Labouesse, 1998). Il reste qu'elles rencontrent un vrai succès. Ainsi, la fête de la transhumance en Aubrac réunit plus de 15 000 personnes.

Le pastoralisme contribue à renforcer l'identité du territoire, une identité qui sert le développement touristique. Ainsi peut-on lire dans la conclusion du numéro spécial de la revue *Techniques et culture* consacré au pâturage que : « *Le pâturage comme ses produits génère une sociabilité élargie, institutionnalisée et souvent festive. La dimension festive est marquée et repose sur une consommation conjointe des produits et des territoires faisant de la fête un outil de reconnaissance et d'affirmation pour les autres d'une particularité locale* » (Dupré et al., 2015).

Les politiques publiques sont particulièrement importantes pour le maintien ou non de ces pratiques extensives. En effet, dans les publications récentes on peut lire que l'Europe, est un des rares endroits au monde où les pratiques pastorales ne sont pas niées, voire sont valorisées (Kerven and Behnke, 2011). L'Europe semble encourager le pastoralisme, via la PAC et en particulier le deuxième pilier. Mais là, les États ont aussi un rôle central à jouer, et les mesures mises en œuvre par les États en faveur du pastoralisme sont très variables d'un pays à l'autre. Si la reconnaissance du rôle du pastoralisme pour la gestion de territoires a très tôt donné lieu à des mesures et des aides en Autriche et en Suisse, tel n'est pas le cas de tous les pays européens. Un article compare ainsi les politiques norvégienne et espagnole et montre que les attitudes et politiques sont très différentes du pays à l'autre tout comme la perception des aides par les agriculteurs (Daugstad et al., 2014). Ainsi la Norvège a mis en œuvre des mesures dès les années 1980 pour valoriser le pastoralisme au titre du patrimoine culturel. Les montagnes et les alpages sont effectivement cruciaux pour la production de viande et de lait dans ce pays qui ne compte que 3% de terres arables. En revanche en Espagne il n'y a pas de mesures nationales en faveur des estives, cela relève des autonomies et certaines d'entre elles, comme dans les Asturies ont pris des mesures favorables au pastoralisme (Daugstad et al., 2014). La protection et la valorisation du pastoralisme distingue également la Norvège de son voisin la Suède (Daugstad et al., 2014). Il reste que la contradiction entre politiques en faveur de la protection de la nature et politique de maintien du pastoralisme sont signalées dans tous les pays, mais perçues différemment, au regard justement des protections dont peuvent bénéficier les éleveurs face aux prédateurs. Ainsi même si les éleveurs espagnols pensent être mieux entendus pour se défendre face aux prédateurs qu'en France (Poinot, 2009), il reste que les éleveurs des Asturies se sentent tout de même moins aidés que les animaux sauvages ; les éleveurs suédois des fermes d'été se sentent également très démunis face aux dégâts causés par les prédateurs sur la vie du troupeau (stress, troupeau apeuré qui ne suit plus la « chef » pour le troupeau qui s'autogère la journée, avortements, infertilité...) (Eriksson, 2011). Les tensions sont nombreuses en Europe en termes de politiques environnementales en faveur des prédateurs ou du pastoralisme (voir chapitres précédents). Ainsi même si la valeur culturelle et sociale du pastoralisme est reconnue, elle entre toujours en conflit avec des représentations d'une nature sans les hommes dans certains espaces européens. L'importance du tourisme de nature, de la représentation même de la nature dans les pays du Nord et notamment en Suède entraîne des conflits entre les Samis, les touristes et l'État, comme l'illustrent les tensions générées par la protection au titre des paysages culturels de Laponia (Roué et al., 2013), puis de sa gestion. Il en est ainsi plus largement de l'élevage de rennes et des pâturages d'été bovins suédois (Eriksson, 2011).

Par ailleurs, les politiques d'aides des éleveurs face aux prédateurs peuvent elles-mêmes entrer en contradiction en France avec la valorisation touristique du territoire : ainsi les conflits entre randonneurs et éleveurs interviennent pour les clôtures, et pour les patous qui ne « supportent pas » les touristes. Ces tensions illustrent deux visions de la montagne et des espaces utilisés par le pastoralisme, comme le soulignent Laurent Garde et al. à propos des espaces montagnards méditerranéens : « *l'élevage pastoral ne peut être que fragilisé par l'émergence de cette tension entre deux visions de l'espace montagnard, d'un côté une ruralité qui entretient des paysages humanisés, mais qui est dépendante de financements publics pour maintenir une production qui ne trouve pas sa place sur un marché mondialisé [ici le cas de la viande ovine] ; et de l'autre, une nouvelle naturalité reposant sur la promotion d'espaces emblématiques dont l'avenir prévaut juridiquement sur celui des éleveurs et qui représente à terme des produits d'appel pour un basculement des montagnes vers une économie touristique du sauvage* » (Garde et al., 2014).

Ces tensions se retrouvent même dans les politiques publiques en faveur de l'élevage. Si les formes de pastoralisme « traditionnelles » à des fins de production agricoles sont encouragées, elles peuvent entrer en concurrence avec des élevages dédiés au tourisme, notamment autour du tourisme équestre. Ce point est signalé dans plusieurs publications et analysé finement dans l'article consacré aux fermes d'été suédoise, où l'élevage de chevaux pour l'agritourisme se fait au détriment des vaches laitières dans les fermes d'été (Eriksson, 2011), mettant ainsi en danger les produits traditionnels locaux et le maintien de savoir-faire. Les touristes peuvent avoir des représentations de l'élevage qui entrent en contradiction avec les réalités de l'élevage pastoral. Ainsi par exemple des touristes cherchent à faire des randonnées en traîneau avec des chiens alors que les Samis utilisent des rennes ; les touristes sont également déçus quand ils voient que les Samis utilisent des motos-neige. Des conflits ont également lieu sur les grands Causses autour des clôtures que les touristes n'apprécient pas, mais qui correspondent à l'évolution de l'élevage sur cet espace.

On retrouve les conflits en termes de représentations et de « réalité » de l'élevage autour des fêtes de la transhumance analysées par Labouesse (Labouesse, 1998). Cette tension peut aboutir à une véritable folklorisation (dans un sens négatif) du pastoralisme, encouragée dans certains cas par les pouvoirs publics, déjà dénoncée dans les années 1980 à propos du tourisme autrichien, mais qui prend de nouvelles proportions. En Pologne, dans le parc de Tartra, pour bénéficier d'aides du parc, les bergers doivent se soumettre à des contraintes strictes et qui relèvent de la folklorisation, voire de la muséification : ainsi les bergers doivent porter le costume traditionnel de montagne, utiliser des équipements traditionnels, le dialecte local et se conformer aux rituels. Ils produisent leur fromage de façon « traditionnelle », et cela en dehors de tout confort : il n'y a pas d'électricité par exemple (Kuźnicka *et al.*, 2008). De même dans les fermes norvégiennes, désormais il semble que ceux qui ont commencé dans le tourisme rural arrêtent l'activité d'élevage pour se consacrer uniquement à l'activité touristique qui ne repose plus alors que sur la mise en scène du patrimoine, de ce qui reste de l'élevage en termes de bâtiments, d'image et éventuellement de produits achetés aux voisins ; leur activité pouvant peut-être servir au maintien de l'activité des agriculteurs voisins (Brandth and Haugen, 2011). Dans le contexte de reconversion du Videssos, l'ancien territoire industriel avec agriculture se transforme en un territoire touristique où l'élevage est mis en scène, plus dans ses aspects historiques patrimonialisés que pour sa vitalité économique. Ainsi Pierre Dérioz *et al.* distinguent une « pastoralité symbolique » et une « pastoralité usagère » (Dérioz *et al.*, 2014). Toutefois, des éleveurs du Videssos eux-mêmes mettent en scène leur métier ce qui permet aux activités pastorales d'occuper plus de place dans les dépliant touristiques et qui peut rapprocher pastoralité usagère et pastoralité symbolique. Il est donc important que les éleveurs eux-mêmes soient à l'initiative de la valorisation touristique et profitent des retombées du tourisme afin d'améliorer leurs revenus, permettant le maintien du pastoralisme. En effet, quelques articles montrent que la valorisation touristique se fait parfois par des acteurs extérieurs au territoire et que le développement touristique n'a pas de retombées pour les éleveurs - cas de la Bulgarie, par exemple. L'exemple le plus caricatural vient du tourisme dit sami en Finlande : ce sont des sociétés extérieures au territoire qui valorisent la culture sami et parfois même « déguisent » des figurants (Roué *et al.*, 2013). De même, des auteurs expliquent que la Corse illustre toutes les ambiguïtés de la patrimonialisation réussie autour de la valorisation d'une identité corse liée au berger et ses produits mais où le bénéfice marchand de la valorisation identitaire des produits ne profite pas toujours aux producteurs, voire même parfois pas à l'agriculture locale (Senil *et al.*, 2014). Il reste qu'en Autriche et en Suisse où la mise en scène de la montagne et des pratiques pastorales peut être forte, celle-ci semble le plus souvent impliquer les acteurs locaux. Un article comparant des démarches dans le Val d'Hérens et une vallée autrichienne montre que le tourisme dans ces cas repose à la fois sur la valorisation du patrimoine montagnard naturel et culturel, et que le tourisme qui y est développé repose sur des représentations mondialisées de la montagne, des Alpes, de la nature, de l'agriculture, mais que ces représentations sont récupérées et exploitées par les acteurs locaux (Del Biaggio and Petite, 2011). Il faut donc que ceux-ci soient en capacité de mobiliser ces ressources et tel n'est pas le cas de tous les territoires ruraux pastoraux. Les exemples suisse et autrichien montrent aussi l'importance de la combinaison des valorisations culturelles et environnementales (réserves de biosphère ici).

Le pastoralisme est fragile par les modes de vie qu'il suppose. Nous ne reviendrons pas sur les difficultés du maintien du nomadisme sami, mais d'une manière générale sur l'ensemble des pratiques pastorales et des conditions dans lesquelles elles s'exercent. Les projets de développement, qui permettraient de maintenir ces pratiques, une agriculture et même de la vie dans les espaces ruraux, se heurtent dans certaines régions de

montagnes à des difficultés liées des problèmes d'infrastructures : adduction d'eau, accessibilité, électricité... (Anthopoulou, 2008 ; 2010 ; Institut de l'Élevage, 2007) ; ces points ont des conséquences sur les conditions de vie des bergers, mais aussi sur les possibilités de valorisation des produits en estive (pour les produits laitiers notamment). Le pastoralisme est en recul dans certaines espaces ruraux en lien avec l'évolution des modes de vie. Le métier n'est pas attractif pour les jeunes, plusieurs auteurs soulignent la dévalorisation du métier, quels que soient les espaces et les animaux concernés (Kuźnicka *et al.*, 2008 ; Manzano and Casas, 2010 ; Vallerand *et al.*, 2007). En Italie, les propriétaires de troupeaux sont obligés de faire appel à des immigrés des Balkans qui seuls acceptent les conditions de vie, mais qui par ailleurs ne sont pas toujours déclarés (Huband *et al.*, 2010 ; Pardini and Nori, 2011). De même pour les élevages caprins et ovins notamment autour des parcours, cette activité intéresse peu les jeunes. Ce métier est d'autant moins attractif que les revenus sont rarement suffisants et, en général, il y a peu de diversification des revenus. Certes dans certains espaces nous l'avons vu le pastoralisme est revalorisé par le tourisme et les bergers peuvent être aidés directement par des acteurs territoriaux comme dans le cas de la Pologne. Toutefois, M. Kuznicak-Rant note qu'ils ne sont pas assez payés (Kuźnicka *et al.*, 2008). Les nouveaux moyens de communication peuvent améliorer les conditions de vie comme l'usage des téléphones portables, des 4X4, ... De même la tendance à la valorisation des métiers liés à la nature peut aider à l'attractivité du métier. Ainsi en France des jeunes sont attirés par le métier. Mais souvent d'origine urbaine, ils acceptent de moins en moins la précarité. Ces « nouveaux bergers » ont des attentes croissantes concernant leurs conditions de travail et l'application de leurs droits, alors qu'il est difficile d'appliquer le droit général du travail au métier de berger (Garde *et al.*, 2014).

Il ne faut pas omettre la question des revenus générés par le pastoralisme comme nous l'avons vu avec la citation de Laurent Garde *et al.* à propos des espaces montagnards méditerranéens, certains types d'élevage pastoraux sont particulièrement fragilisés sur le marché mondialisé et sont très dépendants des financements publics, mais ceux-ci ne sont pas toujours suffisants (Garde *et al.*, 2014). C'est notamment le cas pour l'élevage ovin dont la laine et la viande sont faiblement rémunérées. Ainsi, même s'ils font l'objet d'une valorisation patrimoniale, celle-ci suppose des aides publiques locales. Olivier Barrière explique que dans les espaces pastoraux des Cévennes, la labellisation ne suffit pas en soi au maintien des élevages, mais qu'une Communauté de communes s'est mobilisée et a élaboré un « pacte pastoral intercommunal » (Barrière, 2015). Il faut toutefois que ces aides assurent un revenu suffisant aux exploitations et qu'elles soient durables. Le maintien ou le renouveau du pastoralisme dépend des conditions générales de l'économie comme nous l'avons vu à propos de la Thessalie (Perucho *et al.*, 2015). Les IG, qui peuvent contribuer à la valorisation économique des produits de l'élevage pastoral, ne sont pas toujours adaptées à cette pratique : il est difficile d'obtenir une IG sur des territoires de transhumance ne correspondant pas totalement au concept de terroir tel qu'il est conçu pour les IG²⁸² ; leur mise en œuvre est encore plus difficile quand l'espace pastoral est transnational (Kuźnicka *et al.*, 2008).

Il reste que des systèmes pastoraux n'induisent pas de dynamique de développement territorial comme c'est le cas pour le système allaitant étudié par JB Grison *et al.* Dans cet exemple, les auteurs montrent également que les aménités liées à l'élevage ne sont pas valorisées parce que le territoire rural lui-même est trop exsangue démographiquement et que les acteurs territoriaux sont trop éparpillés. Ainsi, dans cet exemple le pastoralisme ne génère pas de dynamique de développement local (Grison *et al.*, 2015).

Cet exemple pose également la question du foncier. En effet, ce dernier constitue un point important de controverse autour du pastoralisme, notamment de son maintien, et illustrent un grand nombre de conflits d'usages et d'acteurs. En effet, la question foncière intervient à plusieurs degrés dans le cas du pastoralisme montagnard. Alors que le système d'estive repose sur une complémentarité entre le haut et le bas, la pression foncière qui s'exerce en bas (pression résidentielle et touristique) fragilise les exploitations et le maintien même des usages en haut, voire donne naissance à des formes en haut qui sont indépendantes du bas (Delfosse *et al.*, 2008 ; Grison *et al.*, 2015). De même, le changement climatique rend plus attractifs les espaces pastoraux d'altitude qui sont de plus en plus convoités et en particulier par des éleveurs qui ne sont pas forcément

²⁸² Voir par exemple thèse en cours Nathalie Galand, *La gouvernance de l'agriculture dans les PNR de PACA* (Université Lyon 2-LER).

originaires de vallées voisines. Aussi des tensions et conflits existent-ils entre différentes catégories d'éleveurs pour l'usage et la location, voire l'achat des estives (Grisson *et al.*, 2015). Certains auteurs notent également l'augmentation de la pression foncière face à la croissance de la taille des troupeaux qui estivent (Daugstad *et al.*, 2014).

D'autres conflits surgissent autour du foncier pastoral qui repose souvent sur des droits d'usage et collectifs, notamment pour le développement d'activités beaucoup plus lucratives que le pastoralisme. Ainsi en Suède les éleveurs des estives, tout comme les Samis ont des droits, mais ne sont pas propriétaires du sol et encore moins du sous-sol. Or, des projets de développement économiques entrent en concurrence avec l'élevage comme l'exploitation forestière intensive ou l'exploitation minière ; activités qui peuvent générer la création de véritables villes dont le développement entre lui aussi en concurrence avec le pastoralisme.

Le problème du statut du foncier et des usages concerne également les routes de la transhumance. Ces dernières ont du mal à se maintenir car elles sont parfois loties, coupées... Certes l'État espagnol a voté en 1995 une loi les protégeant, afin d'éviter la destruction et l'usurpation du patrimoine commun qu'elles représentent, mais la responsabilité des questions environnementales incombe aux régions espagnoles qui ne s'engagent pas forcément à soutenir la transhumance, concentrant plutôt leur attention sur les activités de tourisme et de loisirs (Manzano and Casas, 2010). Pour sensibiliser à l'intérêt de leur maintien en termes écologiques mais aussi et surtout culturels, la mise en scène est alors importante. Les auteurs espagnols insistent aussi sur l'importance de la médiatisation de la transhumance pour assurer son maintien et notamment pour assurer la défense des droits collectifs qui y sont associés : ils évoquent par exemple le passage des troupeaux à Madrid. Les fêtes liées à la transhumance participent de cette médiation et de la reconnaissance de ces pratiques (Manzano and Casas, 2010). Toutefois, la transhumance n'est plus toujours visible, les troupeaux voyageant en camion. C'est pourquoi l'auteur espagnol souhaite que les routes se fassent à nouveau à pied, afin de maintenir les corridors écologiques et de sensibiliser l'ensemble de la société à cette pratique (Manzano and Casas, 2010). De même des actions d'installations d'éleveurs sur des domaines acquis par des PNR, en France, comme celui du Verdon peuvent avoir des effets-vitrine pour la profession agricole mais aussi sensibiliser la population à l'intérêt du maintien de ces pratiques.

En définitive, il y a bien une attention forte et nouvelle portée au pastoralisme en Europe, avec des aides pour sa mise en valeur et surtout pour son maintien - après avoir essayé de le faire disparaître - ; mais le pastoralisme s'exerce encore dans la majorité des cas dans des conditions difficiles, voire menacées. La valorisation environnementale ou touristique de cette pratique ne se traduit pas toujours par une revalorisation sociale et économique. Toutefois, le pastoralisme trouve de nouvelles justifications avec l'agroforesterie et l'agroécologie. Le changement climatique tend également à réhabiliter le sylvopastoralisme (Garde *et al.*, 2014). Mais ces nouveaux atouts peuvent aussi engendrer des tensions entre différents territoires ruraux en termes d'accès au foncier et susciter des formes d'activités ne générant pas de dynamisme économique.

Il convient, au terme de cette partie, de revenir sur les fragilités et controverses autour de ces systèmes. Elles portent en tout premier lieu sur les politiques publiques qui parfois illustrent les contradictions que la société porte en elle-même. Elles tiennent en premier lieu, pour le pastoralisme, à la contradiction entre politiques de protection de la nature et encouragement au pastoralisme ; entre politique sociales et maintien de l'élevage ; les contradictions entre rôle environnemental donné à ces modèles et contraintes sanitaires souvent difficiles à respecter ; entre nécessité du maintien de ces formes et inadaptation des politiques patrimoniales, notamment des IG. Les politiques foncières, la diminution des droits d'usage fragilisent également les formes « traditionnelles » ou « culturelles » de l'élevage. Ainsi, ce que démontre ce chapitre, c'est la contradiction entre valorisation identitaire, culturelle, patrimoniale de l'élevage et de certains de ses produits dans la société et nouvelles sensibilités autour de l'animal. D'une manière générale, on voit se développer une contradiction entre un élevage « représenté » et « rêvé » et la réalité ; des expériences comme celles menées par des chercheurs néerlandais et norvégiens qui ont ainsi amené des citoyens à visiter des élevages industriels peut réduire cette tension et rétablir un dialogue entre agricultures, au pluriel, et société. De même, si les nouveaux rôles donnés aux animaux dans la société fragilisent l'élevage et la consommation de ses produits, sans oublier les loisirs associés, de nouvelles activités et fonctions comme celles du *care* peuvent contribuer à réhabiliter ou à donner

une autre vision de l'élevage. Il reste que le rôle des collectivités territoriales semble être important, et que celle-ci n'ont pas toujours les moyens, parfois la volonté, de développer des actions ambitieuses. Pourtant, on ne saurait négliger le rôle que l'élevage et ses produits jouent dans le rayonnement gastronomique de l'Europe et de la France en particulier.

5.9.4. Des volets peu explorés par la recherche scientifique

Les recherches scientifiques traitent rarement, pour ne pas dire pas du tout, d'un certain nombre d'activités économiques et produits issus de l'élevage. C'est le cas notamment pour les activités liées au cuir et aux peaux, mais aussi aux différentes formes de valorisations de la laine (textile, isolation...), des plumes... Cette absence est étonnante et montre combien les utilisations non alimentaires des produits de l'élevage sont oubliées de la littérature. Il faut toutefois signaler l'article sur la ville « charcutière » de Guijuelo qui évoque l'importance du tissu d'entreprises liées au séchage et traitement des dérivés du porc (Rodero Gonzalez *et al.*, 2013). Pourtant même si certaines activités qui avaient fait la renommée de territoires comme la ganterie de Millau ou celle de Grenoble, ou celle des tanneries de la ville d'Annonay en haute Ardèche, ont disparu ou sont en crise, pour ne citer que quelques exemples français, elles doivent bien continuer à exister et à être valorisées là où c'est encore possible. Elles ont incontestablement des atouts sous forme d'artisanat et en lien avec le tourisme, mais aussi dans certains cas pour les industries du luxe. Ainsi, les peaux et savoir-faire de la ganterie sont encore valorisés en très petite quantité, certes, pour les industries du luxe et sont, dans cette même ville, le support d'une mise en patrimoine. Nous pouvons souligner également que dans le cadre de réflexion sur la relocalisation de l'économie et sur l'économie circulaire, des initiatives des travaux et initiatives commencent à émerger autour de la laine. Ainsi une étude a été réalisée en Italie autour des textiles durable liés à la laine. Cette recherche vise à faire ne sorte que le consommateur prennent conscience que la laine est un produit naturel de qualité et que favoriser ce produit de qualité de la tonte au consommateur pourrait être une réponse à la crise et enfin que l'économie liée à la laine participe du patrimoine culturel italien (Pagliarino *et al.*, 2016). En France Lainamac vise aussi à relancer des filières localisées et « naturelles » autour de la laine et à reconnecter agriculture et transformateur²⁸³. L'économie circulaire peut amener à requalifier ce que l'on nomme le 5^{ème} quartier : laine, peaux, poils de lapin²⁸⁴. On peut imaginer aussi que l'extension de la protection au titre des IG de produits artisanaux non alimentaires pourra stimuler la valorisation de produits issus de l'élevage très liés à une origine géographique.

On peut noter aussi qu'il existe peu de références scientifiques récentes sur les liens entre élevage et tourisme ; cette question a fait l'objet d'un certain nombre de publications dans les années 1980-1990, mais a très peu fait l'objet de recherches récentes. Aujourd'hui la littérature scientifique porte plus sur le tourisme alimentaire, détaillant peu finalement les effets sur l'élevage et surtout le rôle de l'élevage.

5.9.5. Conclusion

Les enjeux territoriaux de l'élevage sont multiples et peuvent paraître « éclatés », voire anecdotiques au regard des enjeux économiques des élevages intensifs et des systèmes conventionnels. Pourtant les opportunités, activités et systèmes présentés dans cette note participent non seulement de la multifonctionnalité des espaces ruraux, mais illustrent des formes innovantes (ou redécouvertes et réinventées) qui sont des supports d'emplois

²⁸³ Situé à Aubusson-Felletin, le Centre de formation Lainamac propose des formations sur les savoir-faire lainiers pour des applications en habillement ou décoration d'intérieur. Le cursus comprend une formation générale sur la laine et six spécialisations : connaissance de la laine et des fibres naturelles (préparation de la matière, tri de la laine sur un chantier de tonte et filage) ; feutre (surfaces planes, volume, Nuno, relief, grandes surfaces, sculpture) ; teinture végétale (identification des plantes sauvages et de culture, impressions textiles, sérigraphie, teinture indigo, mono-bain, économie de la teinture, teinture en grands volumes) ; maille (main, machine, modélisme et stylisme/couleur) ; tissage (sur métier traditionnel et tapisserie d'Aubusson) ; literie (coussin, couverture piquée) ; ameublement (tapisserie d'ameublement, tapisserie au point, passementerie). Voir : www.lainamac.fr

²⁸⁴ Les poils de lapin servent à faire des vêtements, notamment les chapeaux en feutre ; le chapeau étant à nouveau à la mode, des producteurs s'interrogent sur les modes d'approvisionnement en matière textiles proches et « naturelles. Ainsi par exemple le centre de formation et le petit atelier de confection de chapeaux en feutre de Chazelles-sur-Lyon s'approvisionne en feutre au Portugal, ce serait la seule entreprise qui fournirait ce textile.

et de dynamiques territoriales. Elle rend compte également d'une dimension fréquemment occultée qui est celle des enjeux identitaires de l'élevage et de ses produits et cela à différentes échelles, du local à l'Europe.

Les activités liées à l'élevage concourent au renouveau des espaces ruraux qui, dans une société fortement urbanisée, tendent ces dernières décennies à devenir des lieux de pratiques de loisirs, de préservation des patrimoines tant naturels que culturels et qui sont aussi réaffirmés, notamment dans les pays de l'Europe de l'Ouest, comme des espaces résidentiels. Elles sont à mettre en parallèle avec les phénomènes de segmentation et de gentrification des espaces. Ces activités ont besoin d'être soutenues par les pouvoirs publics et les acteurs institutionnels et doivent donner lieu à un engagement politique en leur faveur. Certaines pistes mériteraient d'être davantage explorées, celle du développement durable y compris dans ses dimensions sociales et culturelles, celle d'une économie circulaire et du retour aux circuits courts sans se concentrer uniquement sur le volet alimentaire, celle de l'équité territoriale en se considérant pas exclusivement les espaces ruraux proches des villes ou les espaces ruraux « patrimonialisés ».

En définitive cette partie permet d'évoquer et de rendre compte de petites expériences qui dans leur ensemble ont des impacts territoriaux non négligeables ; des impacts territoriaux que l'essentiel de la littérature scientifique consacré à l'élevage ignore. Dans un contexte de remise en cause de l'élevage, les arguments environnementaux ne suffisent pas à justifier le maintien de l'élevage. La prise en compte des arguments culturels, sociaux, identitaires, de justice spatiale, s'impose à une société fortement métropolisée

5.9.6. Références bibliographiques

Allaire, G., 2008. *Strengthening International Research on Geographical Indications: from research foundation to consistent policy*, (STREP SINER-GI, SSPE-CT-2005-006522). <http://www.origin-food.org/>

Amilien, V., 2011. Du territoire cultivé au territoire culturel : « Terroir-isation » et produits locaux en Norvège. In: Delfosse, C., ed. *La mode des terroirs et les produits alimentaires*. Paris: Ed. La Boutique de l'Histoire, 177-193.

Anthopoulou, T., 2008. Savoir-faire alimentaires et création de l'entreprise par les femmes en milieu rural. Etude locale dans le Péloponnèse. *Cahiers Agricultures*, 17 (6): 577-581. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2008.0249>

Anthopoulou, T., 2010. Rural women in local agrofood production: Between entrepreneurial initiatives and family strategies. A case study in Greece. *Journal of Rural Studies*, 26 (4): 394-403. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2010.03.004>

Anthopoulou, T., 2013. Indications géographiques et dynamiques de développement territorial. Le difficile passage des coordinations tacites aux démarches collectives de valorisation patrimoniale (Grèce). In: Ilbert, H.; Tekelioglu, Y.; Tozanli, S.; Çagatay, S., eds. *Indications Géographiques, dynamiques socio-économiques et patrimoine bio-culturel en Turquie et dans les pays méditerranéens*. Montpellier : CIHEAM (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens), 61-76. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a104/00006842.pdf>

Arnal, C., 2012. *La place et le rôle de l'agriculture à la périphérie des villes moyennes. Le cas des villes d'Annecy, Bourg-en-Bresse, Montbrison et Romans-sur-Isère*. Université Lumière - Lyon II. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00762097>

Audiot, A., 1995. *Races d'hier pour l'élevage de demain*. Editions Quae, 229 p.

Banos, V., 2011. L'ouverture au public des exploitations agricoles en Dordogne: processus de publicisation ou diffusion des normes urbaines? *Noroi*, (1): 25-39.

Barrière, O., 2015. Patrimonialisation de la pâture. *Techniques & Culture*, (1): 182-201.

Beiger, F.; Jean, A., 2011. *Autisme et zoothérapie : Communication et apprentissages par la médiation animale*. Paris: Dunod, 171 p.

Beltrando, G., 2015. La plaine de la Crau (ouest de la Provence), un territoire aux enjeux socio-économiques et écologiques en mutation. *Cybergeo: European Journal of Geography*. Doc 755. <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27356>

Bérard, L., 2012. Les artisans charcutiers, parents pauvres de la valorisation de la culture alimentaire. *Pour*, (3): 227-232. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.215.0225>

Bérard, L.; Marchenay, P., 2004. *Les produits de terroir: entre cultures et règlements*. Paris: CNRS Editions, 229 p.

Bérard, L.; Marchenay, P., 2006. Productions localisées et indications géographiques: prendre en compte les savoirs locaux et la biodiversité. *Revue internationale des sciences sociales*, (1): 115-122. <http://www.cairn.info/revue-internationale-des-sciences-sociales-2006-1-page-115.htm>

Bíró, R.; Demeter, L.; Knowles, B., 2011. Farming and management of hay meadows in Csík and Gyimes—Experiences from social research. In: Knowles, B., ed. *Mountain hay meadows. Hotspots of biodiversity and traditional culture*. London: Society of Biology, 18 p. http://mountainhaymeadows.eu/online_publication/files/11-farming-and-management-of-hay-meadows-in-csik-and-gyimes.pdf

Bonnemaire, J.; Jest, C., 2013. Introduction. Le pastoralisme en Haute-Asie : la raison nomade dans l'étau des modernisations. *Études mongoles et sibériennes, centrasiatiques et tibétaines*, 43-44: 2-44. <http://emscat.revues.org/1995>

Boogaard, B.K.; Bock, B.B.; Oosting, S.J.; Krogh, E., 2010. Visiting a farm: An exploratory study of the social construction of animal farming in Norway and the Netherlands based on sensory perception. *International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 17 (1): 24-50. <http://www.ijisaf.org/archive/17/1/boogaard.pdf>

Brandth, B.; Haugen, M.S., 2011. Farm diversification into tourism – Implications for social identity? *Journal of Rural Studies*, 27 (1): 35-44. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0743016710000574>

Bromberger, C.; Chevallier, D., 1999. *Carrières d'objets: innovations et relances*. Paris: Les Editions de la MSH (Cahiers d'ethnologie de la France), 224 p.

Candau, J.; Ginelli, L., 2011. L'engagement des agriculteurs dans un service environnemental. L'exemple du paysage. *Revue française de sociologie*, 52 (4): 691-718. <http://dx.doi.org/10.3917/rfs.524.0691>

Casabianca, F.; Béranger, C., 2015. Le lien au terroir des viandes : une construction originale. In: Wolikow, S.; Humbert, F., eds. *Une histoire des vins et des produits AOC : L'INAO, de 1935 à nos jours*. Dijon: Editions universitaires de Dijon (Collection Sociétés), 147-157.

Chabrat-Michel, S., 2015. *Impact des conditions territoriales de la mise en place et la mise en place des démarches collectives de valorisation de la viande en moyenne montagne*. Thèse de doctorat (Géographie). Université Blaise-Pascal, Clermont-Ferrand. 370 p.

Chiva, I.; Bonnain, R.; Chevallier, D., 1994. *Une politique pour le patrimoine culturel rural*. Paris: Ministère de la Culture et de la Communication. Mission du patrimoine ethnologique, 46 p. http://www.ladocumentationfrancaise.fr/docfra/rapport_telechargement/var/storage/rapports-publics/034000377.pdf

Clergeau, C.; Pickel-Chevalier, S.; Violier, P.; Grefe, G., 2015. Naissance d'un cluster touristique équin , L'exemple de Saumur (France). *Monde du Tourisme*, Cheval, tourisme & sociétés, Sylvine Pickel-Chevalier et Rhys Evans (dir.) (hors-série Juin): 188-204.

Darrot, C., 2008. La voie paysanne polonaise, une chimère structurelle qui déconcerte l'Europe « centre ». *Autrepart*, 46: 97-114.

Darrot, C.; Bazin, G.; Mouchet, C., 2009. Premiers effets de la nouvelle politique des prétraitements agricoles en Pologne. *Économie rurale*, 313-314: 85-98.

Darrot, C.; Mouchet, C., 2005. La paysannerie polonaise peut-elle être moderne et durable? *Ecologie & politique*, (2): 75-89.

Daugstad, K.; Mier, M.F.; Peña-Chocarro, L., 2014. Landscapes of transhumance in Norway and Spain: Farmers' practices, perceptions, and value orientations. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 68 (4): 248-258.

de La Soudière, M., 2004. Lieux dits : nommer, dé-nommer, re-nommer. *Ethnologie française*, 34 (1): 67-77. <http://dx.doi.org/10.3917/ethn.041.0067>

De Myttenaere, B., 2011. Tourisme rural et valorisation des ressources alimentaires locales: le cas de l'AOP fromage de Herve. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 57: 37-51. <http://www.academia.edu/download/34738908/DEMYTTENAERE1.pdf>

De Soucey, M., 2010. Gastronationalism. Food Traditions and Authenticity Politics in the European Union. *American Sociological Review*, 75 (3): 432-455. <http://dx.doi.org/10.1177/0003122410372226>

Del Biaggio, C.; Petite, M., 2011. Territorialiser les flux touristiques : les exemples du Grosses Walsertal (Autriche) et du Val d'Hérens (Suisse). *Le Globe. Revue genevoise de géographie*: 45-70. http://www.persee.fr/doc/globe_0398-3412_2011_num_151_1_4282

Delavigne, A.-E., 2008. Le savoir faire des bouchers et des chevillards en matière de choix des animaux et des carcasses. *Viande Produits Carnés Hors-Série*, 26: 29-30. http://www.jsmtv.org/pdf/archives/ACTES_12e_JSMTV.pdf#page=41

Delfosse, C., 1997. Noms de pays et produits de terroir. Enjeux des dénominations géographiques *L'Espace Géographique*, n°4: 220-230.

Delfosse, C., 1999. Interaction entre territoires et qualité: l'exemple du brie. *Revue Sud-Ouest Européen*, (6): 31-40.

Delfosse, C., 2003. *Géographie rurale, culture et patrimoine*. HDR. Université de Lille I, Lille. 312 p.

Delfosse, C., 2007. *La France fromagère (1850-1990)*. Paris: Éditions de La boutique de l'histoire (collection «Mondes ruraux contemporains»), 270 p.

Delfosse, C., 2009a. Beurre. In: Lemarchand Philippe (dir.), ed. *Dictionnaire Nourrir les Hommes*. Paris: Ed. Atlande, 121-126.

Delfosse, C., 2009b. Fromage. In: Lemarchand Philippe (dir.), ed. *Dictionnaire Nourrir les Hommes*. Paris: Ed. Atlande, 328-335.

Delfosse, C., 2010. La gouvernance des terroirs de production laitière et fromagère : histoire et actualité. In: Hinnewinkel, J.-C., ed. *La gouvernance des terroirs du vin. Entre local et mondial, au Nord comme au Sud*. Bordeaux: Editions Féret, 95-118. www.adcs.cnrs.fr/IMG/pdf/Delfosse.pdf

Delfosse, C., 2011a. *Ancrage spatial et historique du fromage de munster-géromé*: Syndicat interprofessionnel du fromage de munster-géromé, 125 p.

Delfosse, C., 2011b. Faire son beurre avec le terroir ? Les beurres de Bresse et du Nord. In: Delfosse, C., ed. *La mode des terroirs et les produits alimentaires*. Paris: Les Indes Savantes, coll. « La boutique de l'histoire », 277-299.

Delfosse, C., 2011c. La patrimonialisation des produits dits de terroir: l'occasion d'une confrontation entre agriculteurs et citadins/nouveaux ruraux. *Anthropology of food*, 8: 153-166. <http://aof.revues.org/index6772.html>

Delfosse, C., 2012a. La diffusion mondiale de la consommation de fromage, de l'ingrédient de pizza au produit de terroir. *Pour*, 215-216: 123-129. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.215.0123>

Delfosse, C., 2012b. Les crémiers et le local. *Pour*, 215-216: 233-240. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.215.0233>

Delfosse, C., 2013a. Le crémier, un acteur oublié entre producteurs et consommateurs ? In: Ricard, D.d., ed. *Les reconfigurations des filières laitières en France*. Clermont-Ferrand: Ceramac, 429-447.

Delfosse, C., 2013b. Produits de terroir et territoires. Des riches heures du développement rural à la gouvernance métropolitaine. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (35): 17-29. <http://soe.revues.org/pdf/549>

Delfosse, C., 2015a. L'intégration à l'INAO d'un autre secteur AOC développé : les produits laitiers. In: Wolikow, S.; Humbert, F., eds. *Une histoire des vins et des produits AOC : L'INAO, de 1935 à nos jours*. Dijon: Éditions universitaires de Dijon, 161-180.

Delfosse, C., 2015b. Villes moyennes et produits de terroir. Quatre villes à l'ombre de la métropole lyonnaise. In: Marache, C.; Meyzie, P., eds. *Les produits de terroir. L'empreinte de la ville*. Paris: Presses Universitaires de France.

Delfosse, C., 2017. Les crémiers-fromagers entre commerce de proximité et gastronomie. *Ethnologie française*, 1: 99-110.

Delfosse, C.; Bernard, C., 2007. Vente directe et terroir. *Méditerranée*, 109 (2): 23-29.

Delfosse, C.; Letablier, M.T., 1995. Genèse d'une convention de qualité: les appellations d'origine. In: Allaire, G.; Boyer, R., eds. *La grande transformation de l'agriculture*. Paris: INRA-Economica, 97-118.

Delfosse, C.; Prost, J.A.; Sainte-Marie, C., 2000. Patrimoine rural et développement local : le cas des pâtisseries traditionnelles au brocciu. In: Micoud, A.; Rautenberg, M., eds. *Campagnes de tous nos désirs*. Paris: MSH (Collection Ethnologie de la France), 105-119.

Delfosse, C.; Sainte-Marie, C.; Perenzin, C., 2008. Multi-usage des territoires ruraux et agriculture. Les éleveurs caprins dans le Parc naturel régional des Bauges In: Mayaud, J.-L.; Cornu, P., eds. *Nouvelles questions agraires. Exploitants, fonction et territoires*. Paris: La bibliothèque de l'histoire, 157-182.

Dérior, P.; Loireau, M.; Bachimon, P.; Cancel, É.; Clément, D., 2014. Quelle place pour les activités pastorales dans la reconversion économique du Vicdessos (Pyrénées ariégeoises)? *Journal of Alpine Research/ Revue de géographie alpine*, (102-2). <http://rga.revues.org/pdf/2287>

Dessein, J.; Bock, B., 2010. *The economics of green care in agriculture* Cost Action, 26 p. http://www.academia.edu/download/8511896/green_care_in_agriculture.pdf

Dessein, J.; Bock, B.B.; de Krom, M., 2013. Investigating the limits of multifunctional agriculture as the dominant frame for Green Care in agriculture in Flanders and the Netherlands. *Journal of Rural Studies*, 32: 50-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.04.011>

Dietrich, G., 1972. L'élevage bovin et le lait dans le département des Vosges. *Acta geographica*, (10): 79-114. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5487374>

Digard, J.-P., 2001. Les courses de chevaux en France. *Études rurales*, (1): 95-106. <http://www.cairn.info/revue-etudes-rurales-2001-1-page-95.htm>

Digard, J.P., 2007. Du travail au plaisir, du respect à la compassion : fonctions, statuts et cultures du cheval de selle dans la France du XXe siècle. In: Roche, D.; Reytier, D., eds. *À cheval ! Écuyers, amazones et cavaliers*. Paris: Association pour l'Académie d'art équestre de Versailles, 243-265.

Doré, A.; Compagnone, C.; Dobremez, L., 2015. Pâturage et cultures techniques de l'herbe. Les mondes de l'élevage des territoires de montagne du Vercors et de la Bigorre. *Techniques & Culture*, (63): 56-73.

Dupré, L.; Lasseur, J.; Pocard-Chapuis, R., 2015. Faire pâturer, faire société, durablement. *Techniques & Culture*, 1er Semestre 2015 (63): 202-231. <http://tc.revues.org/7288>

Eriksson, C., 2011. What is traditional pastoral farming? The politics of heritage and 'real values' in Swedish summer farms (fäbodbruk). *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 1 (1): 1. <http://pastoralismjournal.springeropen.com/articles/10.1186/2041-7136-1-25>

European Horse Network, 2010. *The European Horse Industry in the European Regions, Key Figures*: EHN, 4 p. <http://www.ceemp.org/docs/Key%20Figures%20ENGLISH.pdf>

Evans, R., 2015. Riding native Nordic breeds: native breeds as cultural heritage development in Nordic countries. *Monde du Tourisme, Cheval, tourisme & sociétés*, Sylvine Pickel-Chevalier et Rhys Evans (dir.) (hors-série Juin): 205-215.

Everett, S., 2012. Production places or consumption spaces? The place-making agency of food tourism in Ireland and Scotland. *Tourism Geographies*, 14 (4): 535-554. <http://dx.doi.org/10.1080/14616688.2012.647321>

Everett, S.; Aitchison, C., 2008. The role of food tourism in sustaining regional identity: A case study of Cornwall, South West England. *Journal of sustainable tourism*, 16 (2): 150-167.

Everett, S.; Slocum, S.L., 2013. Food and tourism: An effective partnership? A UK-based review. *Journal of sustainable tourism*, 21 (6): 789-809. <http://dx.doi.org/10.1080/09669582.2012.741601>

Eychenne, C., 2006. *Hommes et troupeaux en montagne: la question pastorale en Ariège*. Paris: L'Harmattan, 320 p.

Ferrás-Sexto, C.; O'Flanagan, P., 2012. Small-holdings and sustainable family farming in Galicia and Ireland. A comparative case study. *Norois. Environnement, aménagement, société*, (224): 61-76. <http://www.cairn.info/revue-norois-2012-3-page-61.htm>

Garde, L.; Dimanche, M.; Lasseur, J., 2014. Permanence et mutations de l'élevage pastoral dans les Alpes du Sud. *Revue De Géographie Alpine-Journal of Alpine Research*, 102 (2). <http://dx.doi.org/10.4000/rga.2416>

Ghib, M.-I., 2013. L'autoconsommation, entre politique agricole et politique sociale: interrogations à partir du cas roumain. *Pour*, (1): 95-113. <http://www.cairn.info/revue-pour-2013-1-page-95.html>

Grisson, J.-B.; Ménadier, L.; Ricard, D.; Rieutort, L., 2015. Le pastoralisme dans les montagnes cantaliennes: entre enjeux fonciers et ressources territoriales: l'exemple de la haute vallée du Mars. *Histoire & Sociétés Rurales*, 44 (2): 81-110. <http://www.cairn.info/revue-histoire-et-societes-rurales-2015-2-page-81.htm>

Gumuchian, H.; Pecqueur, B., 2007. *La ressource territoriale*. Paris: Economica, 252 p.

Hassink, J.; Grin, J.; Hulsink, W., 2013. Multifunctional Agriculture Meets Health Care: Applying the Multi-Level Transition Sciences Perspective to Care Farming in the Netherlands. *Sociologia Ruralis*, 53 (2): 223-245. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9523.2012.00579.x>

Hassink, J.; Hulsink, W.; Grin, J., 2012. Care Farms in the Netherlands: An Underexplored Example of Multifunctional Agriculture—Toward an Empirically Grounded, Organization-Theory-Based Typology. *Rural Sociology*, 77 (4): 569-600. http://repub.eur.nl/pub/37911/metis_180230_VOR.pdf

Henderson, J.C., 2009. Food tourism reviewed. *British Food Journal*, 111 (4): 317-326.

Herzog, F.; Steiner, B.; Bailey, D.; Baudry, J.; Billeter, R.; Bukacek, R.; De Blust, G.; De Cock, R.; Dirksen, J.; Dormann, C.F.; De Filippi, R.; Frossard, E.; Liira, J.; Schmidt, T.; Stockli, R.; Thenail, C.; van Wingerden, W.; Bugter, R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, 24 (2): 165-181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2005.07.006>

Hirczak, M., 2007. *La co-construction de la qualité agroalimentaire et environnementale dans les stratégies de développement territorial. Une analyse à partir des produits de la région Rhône-Alpes*. Doctorat (Géographie). Université Joseph-Fourier-Grenoble I, Grenoble. 356 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00311491/file/These_Maud_Hirczak.pdf

Hirczak, M.; Mollard, A., 2005. Différenciation par la qualité et le territoire versus coordination sectorielle: conflit ou compromis? L'exemple de la Bresse. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*, 16/17.

Hochedez, C., 2014. La mise en place des politiques alimentaires locales dans la région métropolitaine de Stockholm: une gouvernance du malentendu?. *Géocarrefour*, 89 (1): 115-124. http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=GEOC_891_0115

Huband, S.; McCracken, D.I.; Mertens, A., 2010. Long and short-distance transhumant pastoralism in Romania: past and present drivers of change. *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 1: 55-71. <http://dx.doi.org/doi:10.3362/2041-7136.2010.004>

Institut de l'Élevage, 2007. L'élevage en Roumanie : une tradition laitière et un avenir européen pour les viandes ovines et bovines. *Dossier Economie de l'élevage*, 368: 72 p.

Jez, C., 2014. *La filière équine française à l'horizon 2030*. Editions Quae, 158 p.

Julien, M., 2015. Le spectacle des courses à Deauville (France) : composante de l'identité territoriale de la station balnéaire. *Monde du Tourisme*, Cheval, tourisme & sociétés, Sylvine Pickel-Chevalier et Rhys Evans (dir.) (hors-série Juin): 12 p.

Kerven, C.; Behnke, R., 2011. Policies and practices of pastoralism in Europe. *Pastoralism*, 1 (1): 1-5. <http://www.springerlink.com/index/3674082H3812R18L.pdf>

Kuźnicka, E.; Rant, W.; Radzik-Rant, A., 2008. Adversities and opportunities in the production of "Oscypek" cheese and in the traditional grazing system of Polish Mountain Sheep. *Options Méditerranéennes. Série A. Séminaires méditerranéens* 405-407. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a78/00800295.pdf>

Labouesse, F., 1998. La construction de nouvelles relations entre monde agricole et société: une approche à partir de fêtes de la transhumance. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*, 02: 14 p. <http://ruralia.revues.org/pdf/33>

Lacombe, N., 2015. *Les coproduits entre marginalisation et relance. Le cas des viandes de petits ruminants en élevage méditerranéen*. Doctorat (Géographie physique, humaine, économique et régionale). Université de Corse.

Laslaz, L., 2006. Terre d'élevage ou «nature préservée» en zone centrale des parcs nationaux français des Alpes du Sud? *Méditerranée*, (2): 53-66.

Lazaro, L., 2015. *Estives en partage. Une approche relationnelle des externalités du pastoralisme collectif pyrénéen*. Doctorat (Géographie - Aménagement. Université Toulouse 2 Jean Jaurès, Toulouse. 624 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01334537/>

Leck, C.; Evans, N.; Upton, D., 2014. Agriculture—Who cares? An investigation of 'care farming' in the UK. *Journal of Rural Studies*, 34: 313-325. https://eprints.worc.ac.uk/3136/1/C__Users_evan1_Desktop_Nick's%20Main%20Files%20JUNE%202014_Care%20Farming_Leck%20Evans%20Upton%20Care%20Farming%20JRS.pdf

Lefort, I., 2008. Les halles de Lyon: miroir de la gastronomie lyonnaise? In: Csergo, J.; Lemasson, J.P., eds. *Voyages en gastronomies. L'invention des capitales et des régions gourmandes*. Paris: Autrement (Mutations, 250), 159-169. <http://www.cairn.info/voyages-en-gastronomies--9782746712188-page-159.html>

Lizet, B., 1993. L'herbe violente. *Études rurales*, 129-130: 129-146. <http://etudesrurales.revues.org/1183>

Lizet, B.; Fady, D.; Garcia, R.; Seïté, V., 2015. Travailler avec des chevaux de trait aujourd'hui: héritage, innovation, transmission. *In Situ. Revue des patrimoines*, 27. <http://dx.doi.org/10.4000/insitu.12213>

López Martínez, A.L., 2013. L'élevage des taureaux de combat dans la vallée du Guadalquivir. *Histoire & Sociétés Rurales*, 39 (1): 97-125. http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=HSR_039_0097

Manzano, P.B.; Casas, R., 2010. Past, present and future of Transhumancia in Spain: Nomadism in a developed country. *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 1 (1): 72-90. http://practicalaction.org/docs/publishing/Past,_present_and_future_of_Trashumancia_in_Spain_-_nomadism_in_a_developed_country.pdf

Marsden, T.; Sonnino, R., 2007. Agriculture ou nouvelle économie agraire? In: Mollard, A.; Sauboua, E.; Hirczak, M., eds. *Territoires et enjeux du développement régional*. Paris: Editions Quæ, 177-194. <http://dx.doi.org/10.3917/quae.molla.2006.01.0177>

Maudet, J.-B., 2006. Le taureau marque son territoire (festivités taurines et identités territoriales du Sud-ouest européen à l'Amérique Latine). *Annales de géographie*, 650 (4): 361-387. <http://dx.doi.org/10.3917/ag.650.0361>

Mognard, E., 2011. Les trois traditions du foie gras dans la gastronomie française. *Anthropology of food*, 8. <http://aof.revues.org/pdf/6789>

Mognard, É., 2013. *Foie gras, gavage et "touristes-mangeurs": une sociologie de l'alimentation à l'heure de la mondialisation*. Doctorat (Sociologie). Toulouse 2.

Mognard, E.; Bessièrès, J., 2012. Sources et conditions d'émergence de l'innovation patrimoniale alimentaire. In: Bessièrès, J., ed. *Innovation et patrimoine alimentaire en espace rural*. Paris: Quæ, 87-101. <http://dx.doi.org/10.3917/quae.bessi.2012.01.0087>

Mollard, A.; Pecqueur, B., 2007. De l'hypothèse au modèle du panier de biens et de services. Histoire succincte d'une recherche. *Économie rurale*, (4): 110-114.

Napoleone, M.; Chazoule, C.; Fleury, P., 2015. La ressource fourragère qui «convient». *Techniques & Culture*, 63: 110-129.

Navarro, A., 2012. Slow Food, retour sur le succès d'une association italienne devenue internationale. *Pour*, 215-216 (3): 355-360. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.215.0355>

Navarro, A., 2015. *La biodiversité domestique pour l'agriculture de demain Rapport de recherche*: Musée départemental du Revermont-Laboratoire d'Etudes rurales.

Obadovics, C.; Kulcsar, L., 2015. Horse industry : the rebirth through tourism and leisure ?.. *Monde du Tourisme, Cheval, tourisme & sociétés*, Sylvine Pickel-Chevalier et Rhys Evans (dir.) (hors-série Juin): 126-135.

Pagliarino, E.; Cariola, M.; Moiso, V., 2016. *Economia del tessile sostenibile: la lana italiana*. Milan: FrancoAngeli, 191 p.

Pardini, A.; Nori, M., 2011. Agro-silvo-pastoral systems in Italy: integration and diversification. *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 1 (1): 1-10. <http://dx.doi.org/10.1186/2041-7136-1-26>

Parrott, N.; Wilson, N.; Murdoch, J., 2002. Spatializing Quality: Regional Protection and the Alternative Geography of Food. *European Urban and Regional Studies*, 9 (3): 241-261. <http://eur.sagepub.com/content/9/3/241.abstract>

Pecqueur, B., 2001. Qualité et développement territorial: l'hypothèse du panier de biens et de services territorialisés. *Économie rurale*, 261 (1): 37-49.

Perucho, L.; Bazin, G.; Goussios, D., 2015. Crise économique grecque et nouvelles dynamiques agraires: l'exemple de la Thessalie orientale. *Annales de géographie*, 5 (705): 473-497. <http://dx.doi.org/10.3917/ag.705.0473>

Poinsot, Y., 2009. Protection de la grande faune et territoires: deux modèles de gestion dans la cordillère Cantabrique. *L'Espace géographique*, 38 (4): 289-302. http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=EG_384_0289

Poisson, M.; Delfosse, C., 2012. Les Parcs naturels régionaux: de la promotion des produits locaux à la gouvernance alimentaire. *Pour*, 215-216 (3): 183-189. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.215.0183>

Pouliquen, A., 2011. Pays de l'Est intégration dans l'UE : de la reprise agricole à la crise. In: Déméter, ed. *Déméter* 2011. Paris, 11-77. http://www.clubdemeter.com/pdf/ledemeter/2011/pays_de_l_est_integration_dans_l_ue_de_la_reprise_agricole_a_la_crise.pdf

Praly, C.; Chazoule, C.; Delfosse, C.; Mundler, P., 2014. Les circuits de proximité, cadre d'analyse de la relocalisation des circuits alimentaires. *Géographie, économie, société*, 16 (4): 455-478. <http://dx.doi.org/10.3166/ges.16.455-478>

Richard, F., 2010. La gentrification des «espaces naturels» en Angleterre: après le front écologique, l'occupation? *L'Espace Politique*, 9 (2009-3): <http://espacepolitique.revues.org/index1478.html>.

Rodero Gonzalez, V.; Sanchez Hernandez, J.L.; J.L., A.S.; Aparicio Amador, J., 2013. Importance des productions agroalimentaires de qualité dans le développement des zones rurales: Le cas de Guijuelo (Espagne). In: Ilbert, H.; Tekelioglu, Y.; Çagatay, S.; Tozanli, S., eds. *Indications Géographiques, dynamiques socio-économiques et patrimoine bio-culturel en Turquie et dans les pays méditerranéens. Séminaire International d'Antalya, 2010/12/16-19, Antalya (Turquie)*. (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens), 77-97. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a104/00006843.pdf>

Rodriguez González, R.; Aldrey Vázquez, J.A., 2012. De l'identité territoriale au développement local par la restauration et les productions localisées (l'exemple du Cocido de Lalín en Galice). *Norois. Environnement, aménagement, société*, (224): 77-90. <http://norois.revues.org/pdf/4292>

Roturier, S.; Roué, M., 2015. Le Pâturage, C'est toute une science!. *Techniques & Culture*, 63 (1): 92-109. <http://tc.revues.org/7413>

Roué, M.; Dumez, R.; Gramond, D.; Revelin, F.; Delavigne, A.-É.; Badan, X.; Battesti, V.; Druguet, A.; Gratecap, J.-B.; Lemonnier, S., 2013. *Paysages culturels et naturels: changements et conservation : Rapport final*. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 5145 Eco-Anthropologie et Ethnobiologie, 185 p. [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Paysages culturels et naturels - changements et conservation.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Paysages_culturels_et_naturels_-_changements_et_conservation.pdf)

Sahuc, P.H.; Wisner-Bourgeois, C.L., 2001. Les produits du terroir, emblèmes de la localité. In: Deffontaines, J.P.; Prod'homme, J.P., eds. *Territoires et acteurs du développement local. De nouveaux lieux de démocratie*. La Tour d'Aigues: Ed. de l'Aube, 81-90.

Sans, P.; Casabianca, F., 2008. Les jambons secs comme produits marqueurs de l'identité méditerranéenne. Une analyse croisée des conditions de leurs protections officielles en France et en Espagne. *Options Méditerranéennes. Série A. Séminaires méditerranéens*. (Les productions de l'élevage méditerranéen : défis et atouts, 18-20 May 2006, Zaragoza), 313-318. http://oatao.univ-toulouse.fr/285/2/sans_285.pdf

Sans, P.; de Fontguyon, G.; Boutonnet, J.-P.; Casabianca, F., 2011. L'origine des viandes et des produits carnés: le terroir reconstruit? In: Delfosse, C., ed. *La mode du terroir et les produits alimentaires*, . Paris: éd. Les Indes Savantes (collection "La boutique de l'histoire"), 235-259. [https://www.researchgate.net/profile/Pierre_Sans/publication/235675329 L'origine des viandes et des produits carns le terroir reconstruit/links/00b7d53c60c1477778000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Pierre_Sans/publication/235675329_L'origine_des_viandes_et_des_produits_carns_le_terroir_reconstruit/links/00b7d53c60c1477778000000.pdf)

Senil, N.; Michon, G.; Aderghal, M.; Berriane, M.; Boujrouf, S.; Furt, J.-M.; Moizo, B.; Romagny, B.; Sorba, J.-M.; Tafani, C., 2014. Le patrimoine au secours des agricultures familiales? Éclairages méditerranéens. *Revue Tiers Monde*, (4): 137-158.

Simon, A., 2001. Agriculture et tourisme: deux activités complémentaires pour un développement original des hauts pâturages de la montagne vosgienne. *Ingénieries - E.A.T.*, (27): p. 57-p. 67. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00464587/>

Sims, R., 2010. Putting place on the menu: The negotiation of locality in UK food tourism, from production to consumption. *Journal of Rural Studies*, 26 (2): 105-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2009.09.003>

Smith, J.; Jehlicka, P., 2013. Quiet sustainability: Fertile lessons from Europe's productive gardeners. *Journal of Rural Studies*, 32: 148-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.05.002>

Sutkowska, B.; Rozbicki, J.; Gozdowski, D., 2013. Farming Systems in High Nature Value (HNV) Farmland: a Case Study of Wigry National Park, Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (2): 521-531. <http://www.pjoes.com/pdf/22.2/Pol.J.Environ.Stud.Vol.22.No.2.521-531.pdf>

Thévenod-Mottet, E.; Cornaz Bays, C., 2011. Un Inventaire, pour quoi faire? La valorisation de l'Inventaire du Patrimoine culinaire suisse. *Food and History*, 9 (2): 173-198.

Tregear, A., 2003. From Stilton to Vimto: using food history to re-think typical products in rural development. *Sociologia Ruralis*, 43: 91-108.

Tregear, A.; Arfini, F.; Belletti, G.; Marescotti, A., 2007. Regional foods and rural development: The role of product qualification. *Journal of Rural Studies*, 23 (1): 12-22.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0743016706000532>

Vallerand, F.; Dubeuf, J.-P.; Tsiboukas, K., 2007. Le lait de brebis et de chèvre en Méditerranée et dans les Balkans : diversité des situations locales et des perspectives sectorielles. *Cahiers Agricultures*, 16 (4): 258-264.
<http://dx.doi.org/10.1684/agr.2007.0111>

Vial, C.; Le Velly, R.; Wanneroy, A., 2012. Quand le cheval participe au dynamisme des territoires à travers des missions de service public : analyse de projets locaux innovants. 38. *Journée de la Recherche Equine*. Paris. IFCE - Institut Français du Cheval et de l'Equitation, 201-204.

Vitrolles, D., 2011. *La promotion de l'origine au Brésil*. Doctorat (Géographie, Aménagement et Urbanisme). Université Lumière Lyon 2, 327 p. + annexes.

Vittersø, G.; Amilien, V., 2011. From tourist product to ordinary food? *Anthropology of food*.
<http://aof.revues.org/6833>

Walter, F., 2004. *Les figures paysagères de la nation. Territoire et paysage en Europe (16e-20e siècle)*. Paris: Editions EHESS, 520 p.

Weatherell, C.; Tregear, A.; Allinson, J., 2003. In search of the concerned consumer: UK public perceptions of food, farming and buying local. *Journal of Rural Studies*, 19 (2): 233-244.

Chapitre 6

Diversité des bouquets de services fournis par les territoires d'élevage en Europe

Coordinateurs : Bertrand Dumont, Julie Ryschawy

Introduction 756

6.1 : Éléments de quantification pour l'analyse des services dans les territoires d'élevage d'Europe 757

Auteurs : Jonathan Hercule, Marc Benoît, Luc Delaby, Bertrand Dumont, Pierre Dupraz

6.2 : Territoires fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés, le cas des zones AOP 768

Auteurs : Dominique Vollet, Bertrand Dumont, Olivier Huguenin-Elie, Bruno Martin

6.3 : Territoires portés par l'élevage, dans des conditions de milieu favorables et des marchés incertains : Le cas de l'Irlande 789

Auteur : Luc Delaby, Bertrand Dumont

6.4 : Bouquets de services résultant de territoires en tension du fait d'une forte concentration animale 797

Auteurs : Jean-Yves Dourmad, Jaume Boixadera, Carlos Ortiz

6.5 : Territoires de polyculture-élevage : entre concurrences avec les cultures et opportunités 823

Auteurs : Julie Ryschawy, Marc Benoît, Claire Delfosse, Nathalie Hostiou

6.6 : Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages. 845

Auteurs : Servane Lemauiel-Lavenant, Rodolphe Sabatier

6.7 : Systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs 865

Auteurs : Marc Benoît, Bertrand Méda

6.8 : Zones urbaines et périurbaines, lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société 885

Auteur : Claire Delfosse, Bertrand Dumont, Nathalie Hostiou

6.9. Conclusion : La coexistence d'une diversité de systèmes d'élevage offre des perspectives d'avenir aux territoires français et européens 905

Auteur : Julie Ryschawy

Introduction

Comme nous l'avons vu dans les parties précédentes, les effets de l'élevage et de ses produits concernent cinq dimensions principales, qui recouvrent les intrants (engrais, alimentation animale), le marché (production, consommation, prix), le travail et l'emploi dans les filières, les écosystèmes (biodiversité, climat, capital naturel...) et les services socioculturels (esthétique du paysage, gastronomie, santé animale, bien-être, patrimoine culturel...). Abordées dans les chapitres 4 et 5 de manière analytique, les connaissances scientifiques actuelles sur les différents effets de l'élevage dans ces cinq dimensions sont remobilisées dans ce chapitre qui les aborde conjointement sous l'angle de « bouquets de services ». Ces « bouquets de services » permettent de considérer les différents services et impacts de l'élevage qui apparaissent conjointement à une échelle donnée et à un instant donné. Ainsi, l'approche en termes de « bouquets de services » permet de mettre en exergue d'éventuelles relations antagoniques ou synergiques entre différents services ou impacts, afin d'identifier les compromis envisageables au sein des cinq dimensions du cadre conceptuel que nous avons défini dans le chapitre 2.

Dans la première partie de ce chapitre, nous présenterons issus de quantifications au niveau français et européen (6.1.) et déclinées ensuite, au sein d'études de cas, emblématiques de territoires à fort enjeu pour l'élevage européen. La partie introductive (6.1.) qui présente les territoires d'élevage a pour but de mobiliser plusieurs bases de données à l'échelle de l'Union européenne permettant de proposer d'une part une typologie et une carte des territoires d'élevage en Europe et d'autre part de dresser un portrait de la structure économique moyenne des exploitations d'élevage pour les cas-types, dont les bouquets de services seront étudiés plus en détail dans les chapitres suivants. Pour étudier en détail la diversité des bouquets de services fournis par l'élevage en France et en Europe, nous remobilisons un travail préalable de typologie des bouquets de services fournis par l'élevage en France (travaux préalables du GIS élevage demain - (Ryschawy *et al.*, 2015)).

Dans les chapitres suivants, sept cas types sont abordés en détail pour explorer la diversité des bouquets de services fournis par l'élevage en Europe :

- 6.2. Les territoires fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés, le cas des zones AOP** : les productions fromagères du Massif Central, de la Franche-Comté et des Alpes suisses ;
- 6.3. Les territoires portés par l'élevage, dans des conditions de milieu favorables et des marchés incertains** : le cas de l'élevage à l'herbe l'irlandais ;
- 6.4. Des territoires en tension du fait d'une forte concentration animale** illustrés par les territoires de la Bretagne, de la Catalogne et des zones de développement de la méthanisation en Allemagne ;
- 6.5. Les territoires de polyculture-élevage** illustrés par les cas du Montmorillonnais, du Bassin Tarn-Aveyron, de la Bresse et plus marginalement de la Pologne, de la Lorraine et de la Picardie
- 6.6. Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages** : l'élevage en prairie humide (marais Poitevin, marais du Cotentin, Culms en du Devon et de Cornouailles) et les systèmes transhumants de Méditerranée (élevage ovin dans la plaine de la Crau) ;
- 6.7. Des systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs** : Le cas des productions d'ovins viande en Agriculture Biologique et des poulets Label Rouge ;
- 6.8. Les zones urbaines et périurbaines**, lieu de nouvelles relations entre l'élevage et la société.

6.1. Éléments de quantification pour l'analyse des services dans les territoires d'élevage d'Europe

6.1.1. Typologie des bouquets de services en France

Les travaux de Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2015) dans le cadre du GIS Elevages Demain ont permis d'identifier quatre types de territoires d'élevage (échelle NUTS 3) fournissant des bouquets de services contrastés en France (cf. figure 6.1.1). Le type 1 (rose) correspond à une forte expression des services d'approvisionnement et de vitalité et à une moindre expression de services contribuant à la qualité environnementale. Le type 2 (vert) correspond à une forte expression des services de qualité environnementale associés à un faible niveau de services de production et de vitalité. Le type 3 (bleu) correspond à la production de services de qualité environnementale et de patrimoine. Le type 4 (gris) correspond à des niveaux de services moindres que dans les autres types. Une large variabilité entre les bouquets de services des différents types a été mise en évidence.

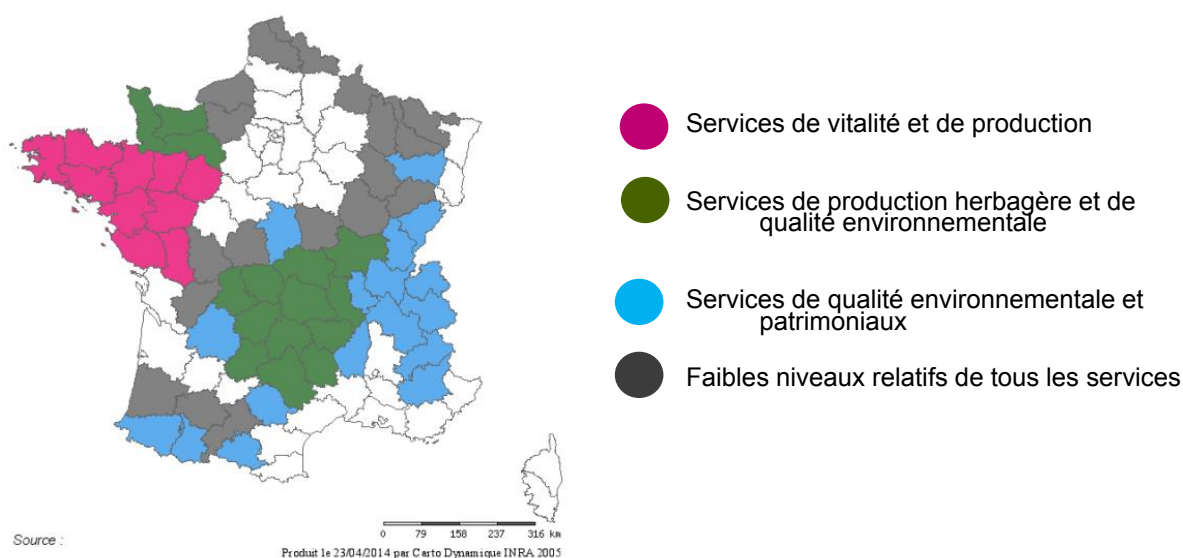


Figure 6.1.1. Types de bouquets de services – source : Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2015)

Dans cette section, nous nous appuyons sur cette analyse, ainsi que sur les dires d'experts pour proposer une typologie de territoires d'élevage européens, mobilisant des critères de distinction simples. S'il est difficile d'ordonner et d'agréger les impacts, deux déterminants, évoqués dans le chapitre 2, permettent de distinguer les bouquets de services entre eux : la concentration animale et le mode d'alimentation du bétail.

6.1.2. Essai de typologie des territoires d'élevage en Europe

6.1.2.1. Méthodologie de construction de la carte

A partir des données Eurostat¹ de l'année 2010 traitées au niveau NUTS 3 (découpage correspondant aux départements pour la France) et NUTS 2 pour l'Allemagne, chaque territoire européen a été caractérisé en fonction d'un gradient de densité animale (en UGB totaux par hectare de SAU totale) et par la contribution des surfaces toujours en herbe (STH) à la SAU. Dans Eurostat, les prairies et pâtures permanentes sont définies comme : *les terres consacrées de façon permanente (pour une période généralement supérieure à cinq années consécutives) à la culture de plantes fourragères herbacées, qu'elles soient cultivées (semis) ou naturelles (auto-ensemencement), et qui n'entrent pas dans le système d'assolement de l'exploitation agricole. Les prairies permanentes peuvent être mises en pâture ou fauchées pour l'ensilage (stockage en silo) ou le foin*². Dans ce

¹ <http://ec.europa.eu/eurostat/fr/home>

² http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Permanent_grassland/fr

chapitre, la STH est calculée comme la somme des prairies permanentes et pâturages (B_3_1_HA) et les pâturages pauvres (B_3_2_HA) dans Eurostat. Cela correspond aux prairies de plus de cinq ans et inclus a priori les parcours et les alpages même si les règles d'appartenance à l'une ou l'autre des catégories sont floues dans Eurostat et surement variables d'un pays à l'autre (Huyghe *et al.*, 2014).

Chaque territoire est d'abord défini par son taux de prairies permanentes (STH/SAU), reflétant les usages d'intrants alimentaires par les systèmes d'élevage et la place du pastoralisme dans la conduite de l'élevage. En cohérence avec Pflimlin *et al.* (Pflimlin *et al.*, 2005), les territoires dont la part de STH dans la SAU est supérieure à 40 %, sont considérés comme herbagers. Les prairies temporaires ne sont pas incluses dans l'appréciation du caractère herbager ou non du territoire compte tenu de l'importance des prairies permanentes et des parcours pour la fourniture de services de régulation et environnementaux au regard de ces prairies temporaires.

Les territoires sont ensuite distingués en fonction de la densité animale qui les caractérise au regard de leur surface agricole totale. Sont considérées comme *denses* les zones ayant une densité animale supérieure ou égale à 1,2 UGB par hectare de SAU totale. Les zones *faiblement denses* sont celles qui ont une densité animale inférieure à 0,4 UGB par hectare de SAU. Entre 0,4 et 1,2 UGB par hectare de SAU, les zones sont considérées comme *moyennement denses*.

Ces seuils permettent de distinguer six types de territoires d'élevage : (i) les territoires peu herbagers et à haute densité animale, (ii) les territoires herbagers denses, (iii) moyennement denses et (iv) peu denses, (v) les territoires où cohabitent cultures et élevage, auxquels s'ajoutent (vi) les territoires à faible densité animale (Figure 6.1.2 et

Tableau 6.1.1). Les seuils choisis pour l'appartenance à l'une ou l'autre des catégories ont été définis à dire d'experts. Ils s'ajustent au mieux aux cas d'étude retenus dans l'ESCo et sont relativement cohérents avec la carte française des bouquets de services proposée par Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2015) et la carte européenne de Pflimlin *et al.* (Pflimlin *et al.*, 2005).

Tableau 6.1.1. Critères pour définir les types de territoires d'élevage au niveau européen

Territoire type	Densité animale	Occupation des sols
Haute densité animale, peu herbager	UGB/SAU > 1,2	STH/SAU < 0,4
Herbager, haute densité animale	UGB/SAU > 1,2	STH/SAU > 0,4
Herbager, densité animale moyenne	0,4 < UGB/SAU < 1,2	STH/SAU > 0,4
Herbager, faible densité animale	UGB/SAU < 0,4	STH/SAU > 0,4
Cohabitation entre cultures et élevages	0,4 < UGB/SAU < 1,2	STH/SAU < 0,4
Faible densité animale, peu herbager	UGB/SAU < 0,4	STH/SAU < 0,4

La principale limite de cette typologie européenne est qu'elle se focalise sur le territoire agricole et non sur le territoire complet, ce qui présente l'avantage de bien appréhender les pratiques d'élevage dans le territoire concerné mais pas toujours le poids de l'élevage dans l'ensemble de l'économie locale. Certains territoires européens comme la Suède, la Norvège, la Finlande, l'Estonie, l'Islande, la Croatie, Chypre ou encore les Landes françaises sont des territoires dont la SAU couvre moins du quart du territoire et où les activités agricoles et *a fortiori* d'élevage sont de moindre importance en raison de l'ampleur des espaces forestiers, urbains ou rocailleux.

Le maillage territorial assez large (NUTS 3) est aussi un autre élément à prendre en considération pour bien interpréter cette typologie. Celui-ci masque une hétérogénéité de certains territoires notamment dans le cas des territoires de cohabitation entre cultures et élevages qui est la catégorie « par défaut » de cette typologie (tous les territoires ne satisfaisant pas les contraintes pour les autres typologies). Ces territoires sont par exemple extrêmement divers en termes d'usage des sols allant d'une séparation des localisations des activités de culture et d'élevage à une répartition plus homogène de celles-ci au sein du territoire. Les implications entre les activités de cultures et d'élevage ne sont donc pas les mêmes.

Enfin, cette carte présente des similitudes avec un travail déjà réalisé à l'échelle de l'UE-15 par Pflimlin *et al.* (Pflimlin *et al.*, 2005) même si les critères sont, dans ce cas, uniquement centrés sur l'usage des terres et

n'incluent pas la densité animale des territoires. Les critères de construction du zonage de Pflimlin *et al.* (Pflimlin *et al.*, 2005) prennent en compte les zones biogéographiques méditerranéennes, de montagne et boréales ainsi que les zones défavorisées simple. Le découpage du reste des zones continentales et atlantiques est effectué en fonction de l'usage des sols (SFP/SAU, STH/SAU). La carte que nous proposons est plus précise pour la zone méditerranéenne et couvre un espace plus large : l'UE 28, l'Islande, la Norvège et la Suisse.

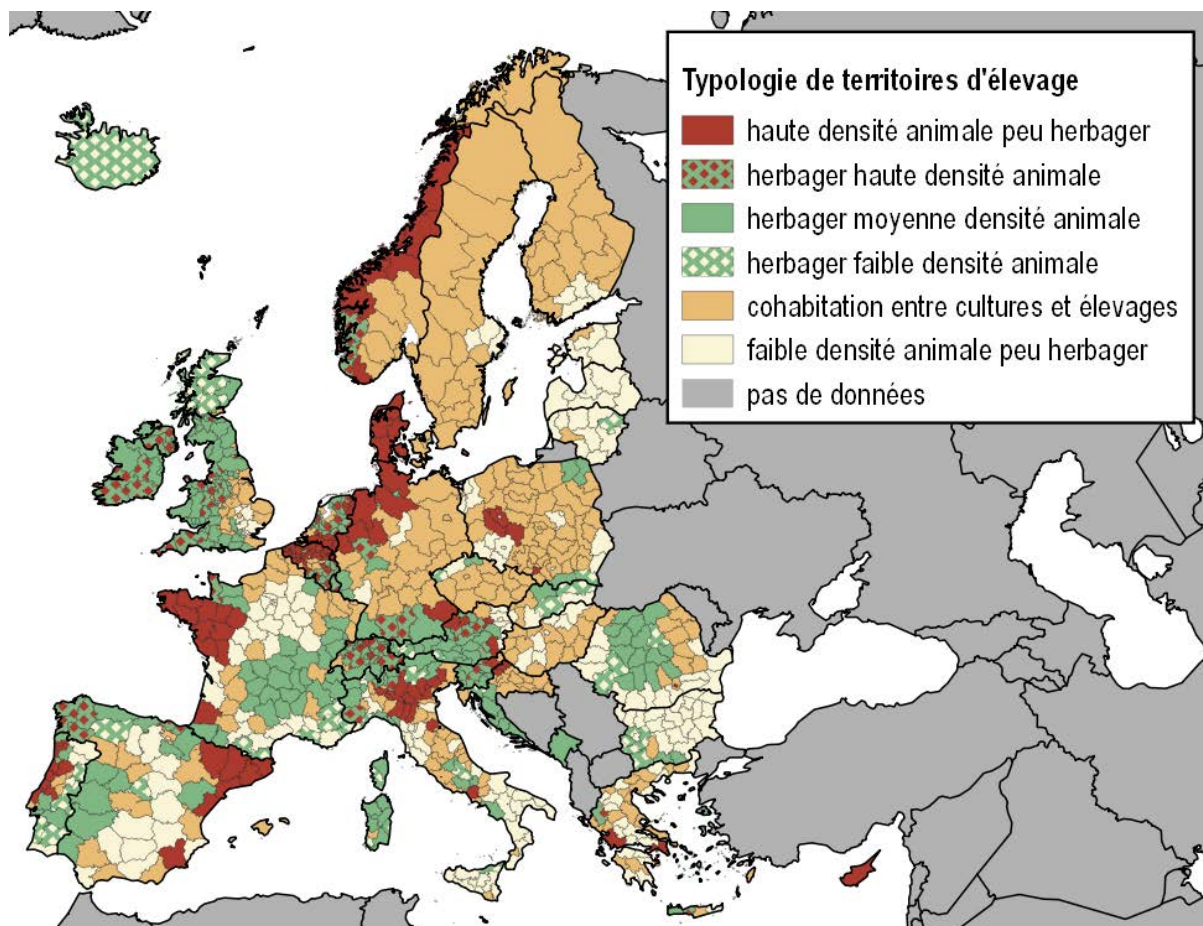


Figure 6.1.2. Carte des typologies de territoires d'élevage - Source : INRA-DEPE d'après Eurostat (2010)

6.1.2.2. Quelques caractéristiques géographiques et quantifiées des types d'élevage et discussion

Sans surprise, **les territoires à haute densité animale peu herbagers** se retrouvent le long du continuum bien connu allant du Danemark à la Belgique en passant par le Nord-Est de l'Allemagne auxquels s'ajoutent, en France, la Bretagne et les Pays de la Loire ; la Catalogne ; la Lombardie ; et, une région à l'Ouest de la Pologne (Wielkopolskie). Ces territoires, qui correspondent globalement bien aux zones identifiées précédemment comme denses, occupent 11% de la SAU européenne et regroupent 30% des UGB totaux avec une majorité de porcs, de volailles et de vaches laitières (figure 6.1.3). Quelques zones plus isolées relèvent également de cette catégorie : la Campanie, près de Naples, lieu de production de la Mozzarella ; la région de Murcie en Espagne, zone de développement parallèle de maraîchage et de production porcine.

Les territoires herbagers à haute densité animale sont plus rares et s'étendent sur 7% de la SAU et détiennent 15% du cheptel européen. La concentration animale moyenne de 1,68 UGB/ha de SAU y est cependant plus basse que celle des territoires à haute densité peu herbagers (2,15 UGB/ha) mais plus haute que la moyenne européenne (figure 6.1.5). On y trouve en particulier des régions de production laitière et allaitante telles que le département de la Manche, le sud de l'Irlande, les Pays-Bas, la Suisse, une partie de la Bavière et la Galice en Espagne. Certaines régions incluses dans cette catégorie sont plus ambiguës. C'est le cas de la région de Coni dans le piémont italien qui dispose d'une production laitière de montagne importante, avec six fromages sous IGP/AOP, ainsi que d'une production allaitante avec des ateliers d'engraissement dans la vallée. La région

est également spécialisée dans la production de porcs lourds. Les surfaces se répartissent entre des prairies et parcours de montagne qui ont un poids important dans la région et d'importantes surfaces céréalières sur les plaines avec des ateliers hors-sols qui augmentent la densité animale globale du territoire. Un découpage géographique permettrait de distinguer les pratiques pastorales, d'une part, et la production hors-sol, d'autre part.

Les zones herbagères de densité animale moyenne sont réparties sur 19% de la SAU européenne souvent au niveau des massifs montagneux de haute et moyenne altitude. Ils concentrent le quart du cheptel bovin et plus du tiers du cheptel ovins-caprins dans des régions telles que le Massif Central, l'Autriche, le Pays de Galles ou encore les Carpathes. La région de l'Estrémadure en Espagne, grande zone agroforestière d'Europe et haut lieu de production ovine et de jambon ibérique (Pata Negra) est également classée dans les zones herbagères de moyenne densité animale.

Les zones herbagères de faible densité animale sont constituées, entre autres, de la partie Est des Pyrénées, de la Provence, ou du Nord de l'Ecosse. A l'instar des autres zones herbagères, ces régions se caractérisent par le poids des ruminants dans le cheptel total mais avec la particularité de détenir autant de petits que de gros ruminants. Par ailleurs, les équins représentent 6% du cheptel total de ces zones. Ces espaces sont majoritairement constitués de prairies peu productives et de production extensive avec des enjeux naturels importants. En effet, nombre de ces territoires détiennent des espaces classés « réserve de biosphère » par l'Unesco³ tels que le Mont Ventoux, la Vallée de Laciana en Espagne, du Grosse Walsertal en Autriche, le Wester Ross en Ecosse ou encore les montagnes du Tatras à la frontière entre la Pologne et la Slovaquie.

La SFP **des territoires où cohabitent cultures et élevages** représente environ 31% de la SAU contre 45% en moyenne dans les zones denses et plus de 75 % dans les zones herbagères, avec une répartition équitable entre cheptel de granivores et de ruminants. Ce sont sans aucun doute les régions les plus diversifiées et les élevages présentent une structure très hétérogène. La Bresse, l'Indre, le Tarn, la Lorraine et la Somme en font partie au même titre qu'une grande partie de la Pologne, ce qui est cohérent avec le choix des cas-types étudiés en polyculture élevage. L'orientation productive des élevages n'est toutefois pas nécessairement classée en « polyculture-élevage » car, à cette échelle géographique, peuvent coexister, au sein du territoire, des zones de culture spécialisées et des zones d'élevage spécialisées. Ces territoires sont moins marqués par l'élevage que les précédents et « cohabitent » donc avec des exploitations de grandes cultures.

Les **territoires de faible concentration animale peu herbagers** sont les territoires où l'élevage joue un rôle marginal dans l'occupation de l'espace et la production agricole (voire même absent). On reconnaît les zones de cultures annuelles telles que le Bassin Parisien et les zones de cultures pérennes, telles que les régions viticoles du Bordelais, de Champagne, du Languedoc, de Toscane ou encore les zones de production de fruits et d'olive comme en Andalousie.

³ <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/europe-north-america/>

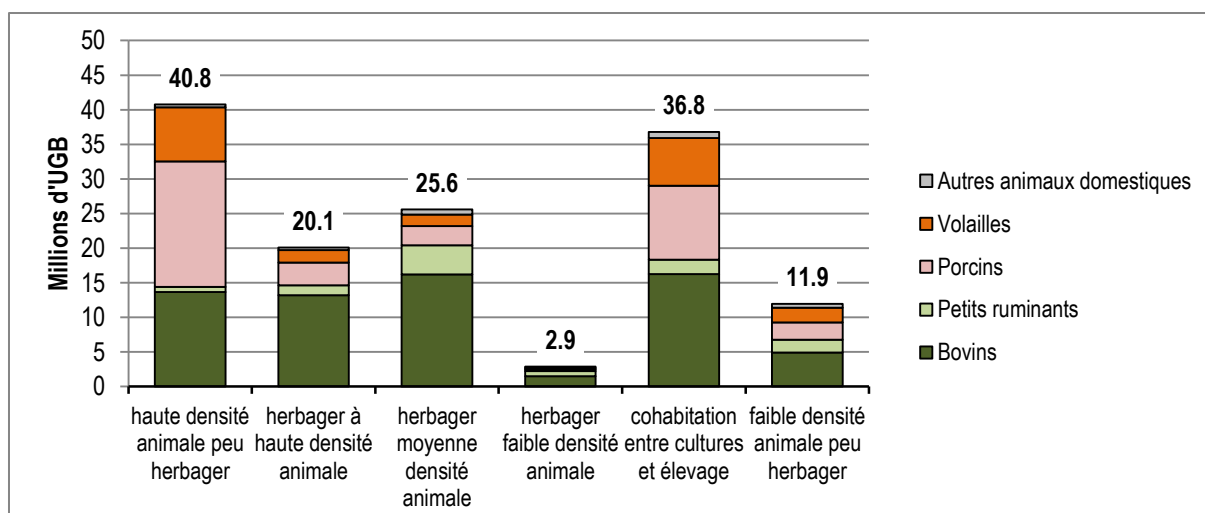


Figure 6.1.3. Répartition du cheptel par type de territoire européen - source: INRA d'après Eurostat 2010

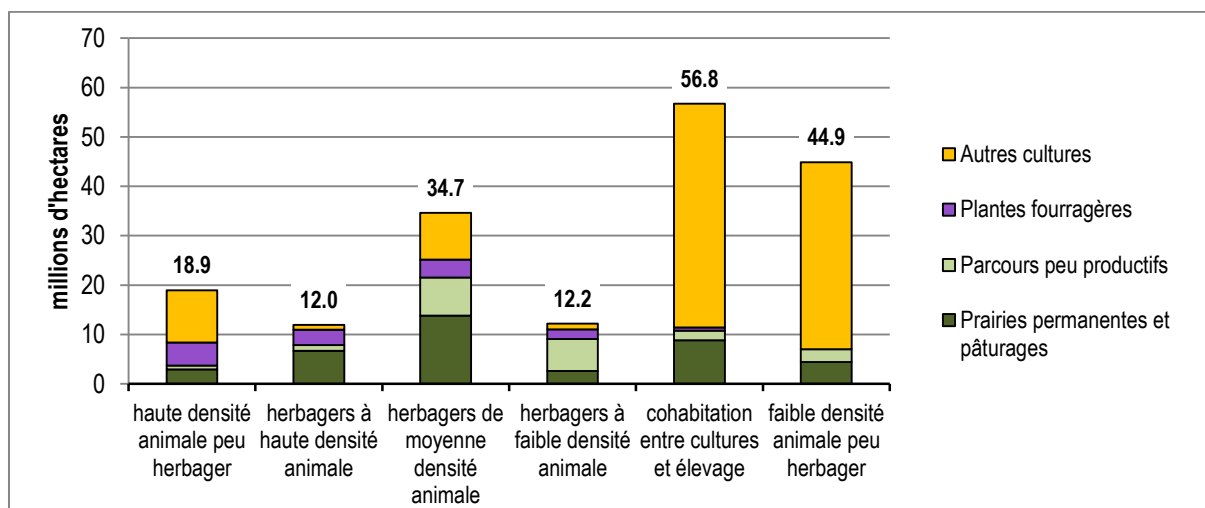


Figure 6.1.4. Répartition des surfaces par type de territoire européen – source : INRA d'après Eurostat 2010

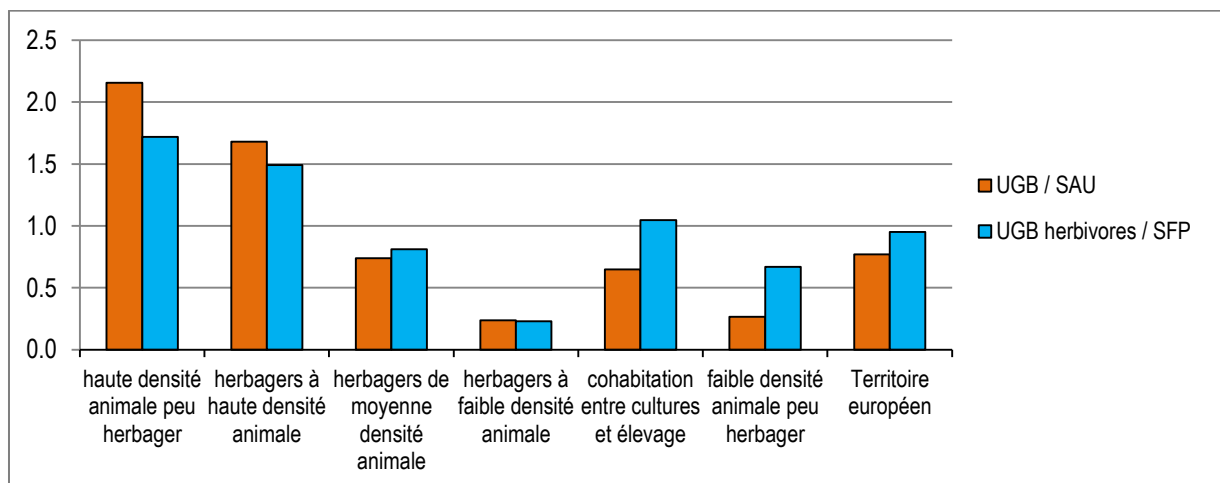


Figure 6.1.5. Densité animale moyenne par type de territoire européen exprimée en UGB totale par hectare de SAU totale et en UGB herbivores par hectare de SFP – source : INRA d'après Eurostat 2010

6.1.2.3. Structure des exploitations d'élevage dans les territoires types

Les données du FADN⁴ permettent d'apporter des éléments sur la structure et la performance des exploitations de ces territoires. En revanche, le découpage géographique proposé par la carte européenne est plus fin que celui du FADN. Les calculs sont réalisés pour des territoires d'une taille proche du niveau NUTS 2 (équivalent des régions pour la France). Une sélection de zones pertinentes vis-à-vis des régions du FADN et de la carte a été faite (tableau 6.1.2 et tableau 6.1.3).

Tableau 6.1.2. Sélection de zones pour l'analyse des données de performance économique des exploitations d'élevage par territoire type d'élevage – Le chiffre entre parenthèses correspond au code de la région FADN considérée

Territoire type	Zone FADN
Haute densité animale peu herbager	Schleswig-Holstein (10), Nordrhein-Westfalen (50), Pays de la Loire (162), Bretagne (163), Vlaanderen (341), Denmark (370), Cataluna (535), Murcia (565), Cyprus (740)
Herbager haute densité animale	The Netherlands (360), Ireland (380), Northern Ireland (441), Galicia (500)
Herbager moyenne densité animale	Saarland (100), Franche-Comté (153), Franche-Comté (153), Limousin (184), Rhône-Alpes (192), Auvergne (193), Val d'Aoste (221), Alto-Adige (242), Sardegna (330), England-North (411), Wales (421), Asturias (505), Cantabria (510), Navarra (520), La Rioja (525), Extremadura (570), Centru (846), Jadranska Hrvatska (861)
Herbager faible densité animale	Provence-Alpes-Côte (203), Corse (204), Trentino (241), Liguria (250), Scotland (431), Madrid (550), Alentejo e do Algarve (640), Yugozapaden (834)
Cohabitation entre cultures et élevages	Brandenburg (112), Mecklenburg-Vorpommern (113), Sachsen (114), Sachsen-Anhalt (115), Thuringen (116), Haute-Normandie (133), Nord-Pas-de-Calais (141), Lorraine (151), Alsace (152), Umbria (282), Alföld (767), Mazowsze-Podlasie (795), Nord-Est (840), Kontinentalna Hrvatska (862)
Faible densité animale peu herbager	Île de France (121), Champagne-Ardenne (131), Centre (134), Toscana (270), Calabria (303), Puglia (311), Basilicata (312), Sicilia (320), Castilla-La Mancha (555), Észak-Magyarország (764), Severozapaden (831), Severen tseentralen (832), Severoiztochten (833), Yugoiztochen (836)

Les territoires à haute densité sont caractérisés par des élevages (tous types confondus) de plus grande taille et un plus fort chargement à l'hectare que dans les autres zones ; ils détiennent une productivité apparente de la terre (PAT/SAU) élevée. Il s'agit en réalité majoritairement d'un effet structurel provenant de la prépondérance des UGB monogastriques dans ces territoires qui explique aussi une dépendance aux aides en moyenne plus faible. En revanche la rentabilité financière des exploitations (EBE/UTA non-salariés) est plus élevée quelle que soit la spécialisation, de même que les niveaux d'endettement (Dettes/Kex). Les exploitations de monogastriques des autres zones disposent d'une SAU et d'une rentabilité financière en général beaucoup plus petites. Les exploitations de ruminants et de polyculture-élevage des zones herbagères à haute densité présentent des caractéristiques assez similaires à celles des zones denses (peu herbagères) pour les critères économiques retenus.

Pour l'ensemble des régions étudiées la part des consommations intermédiaires (achats d'aliments, charges d'exploitation...) dans la production est plus élevée pour les OTEX granivores que pour les OTEX ruminants et polyculture élevage et est assez similaire d'une région à l'autre pour une même OTEX. Pourtant, les exploitations de ces territoires sont très différentes soulignant la recherche de compétitivité par la minimisation des coûts de production. Enfin, la forte variabilité intra-régionale des critères de performance économique, exprimée par le coefficient de variation (CV), est également à souligner. Ainsi pour un même critère il existe parfois une plus grande variabilité entre les spécialisations des exploitations qu'entre les régions pour une même spécialisation.

⁴ <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/>

Tableau 6.1.3. Statistiques sur les données territoriales et sur les exploitations d'élevage des territoires types identifiés (moy : moyenne – CV : coefficient de variation soit l'écart-type divisé par la moyenne) - source: INRA d'après FADN 2012 et Eurostat 2010

		Haute densité animale peu herbager		Herbager haute densité animale		herbager moyenne densité animale		herbager faible densité animale		cohabitation entre cultures et élevages		faible densité animale		Source
		moy	CV	moy	CV	moy	CV	moy	CV	moy	CV	moy	CV	
Données territoire	UGB / SAU totale (UGB/ha)	2.15	-	1.68	-	0.74	-	0.24	-	0.65	-	0.27	-	Eurostat2010
	SFP / SAU totale (%)	45%	-	82%	-	73%	-	80%	-	31%	-	23%	-	Eurostat2010
	STH / SAU totale (%)	33%	-	66%	-	62%	-	75%	-	19%	-	16%	-	Eurostat2010
	Poids des OTEX élevage (% PAT)	72%	-	66%	-	74%	-	46%	-	61%	-	17%	-	FADN2012
	Poids des OTEX culture (% PAT)	28%	-	34%	-	26%	-	54%	-	39%	-	83%	-	FADN2012
Toutes exploitations d'élevage	SAU par exploitation d'élevage (Ha)	71	49%	49	51%	52	108%	155	158%	21	310%	37	115%	FADN2012
	Poids des UGB monogastriques (%)	66%	77%	24%	115%	13%	148%	1%	1166%	32%	83%	16%	140%	FADN2012
	UGB / SAU des fermes d'élevage (UGB/ha)	2.9	435%	1.9	556%	1.0	284%	0.5	258%	1.0	142%	1.0	280%	FADN2012
	PAT / SAU des fermes d'élevage (euros/ha)	4 657	193%	3 363	473%	1 488	195%	722	303%	2 234	74%	1 889	204%	FADN2012
OTEX Ruminants	SAU / exploitation (ha)	73	43%	49	47%	61	94%	172	156%	20	260%	38	84%	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	2.4	88%	2.8	65%	2.3	270%	1.0	892%	7.1	103%	5.0	208%	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	50	62%	37	58%	24	63%	25	67%	11	216%	19	71%	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	3 297	45%	2 673	80%	1 381	108%	664	190%	2 094	27%	1 706	62%	FADN2012
	CI / PAT (%)	62%	10%	58%	10%	57%	19%	63%	27%	55%	16%	52%	18%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	121%	62%	80%	81%	34%	80%	38%	57%	33%	90%	23%	96%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	13%	43%	17%	84%	21%	50%	26%	44%	16%	33%	17%	42%	FADN2012
OTEX Granivores	SAU / exploitation (ha)	60	72%	n.s	n.s	19	77%	n.s	n.s	18	175%	13	95%	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	3.2	401%	n.s	n.s	11.4	190%	n.s	n.s	10.4	147%	29.8	58%	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	92	89%	n.s	n.s	37	68%	n.s	n.s	23	267%	27	38%	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	8 764	182%	n.s	n.s	9 948	104%	n.s	n.s	6 590	64%	13 879	91%	FADN2012
	CI / PAT (%)	70%	7%	n.s	n.s	70%	22%	n.s	n.s	69%	11%	79%	6%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	153%	54%	n.s	n.s	76%	49%	n.s	n.s	36%	82%	60%	29%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	4%	35%	n.s	n.s	4%	167%	n.s	n.s	6%	14%	3%	48%	FADN2012
OTEX Poly-élevage et polyculture élevage	SAU / exploitation (ha)	81	33%	72	43%	28	174%	97	73%	22	350%	38	149%	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	2.2	74%	2.5	48%	4.1	284%	1.7	505%	6.5	169%	4.1	241%	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	67	48%	69	28%	15	112%	27	90%	11	889%	24	93%	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	3 903	37%	4 150	103%	1 438	71%	1 121	50%	2 006	25%	1 771	35%	FADN2012
	CI / PAT (%)	62%	11%	58%	13%	53%	12%	60%	22%	55%	7%	51%	18%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	128%	64%	105%	54%	39%	97%	89%	80%	39%	87%	54%	62%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	10%	64%	11%	92%	16%	23%	19%	36%	17%	26%	17%	27%	FADN2012

PAT : production agricole totale (en euros, subventions d'exploitation comprises) ; CI : consommations intermédiaires ; EBE : Excédent brut d'exploitation (en euros) ; Kex : Capital d'exploitation

6.1.3. Structure moyenne des élevages dans les régions étudiées

Les cas-types sont localisés dans des territoires aux conditions pédoclimatiques différentes, comme l'atteste la figure 6.1.6, et dont les caractéristiques technologiques (mécanisation, transports...) ou de marché (prix, niveau de régulation...) sont aussi très variées. La grande diversité des élevages européens, tant sur la structure des exploitations que sur les performances économiques, est en effet indéniable comme le montre l'analyse des données FADN précédente et celles du chapitre 1.7.

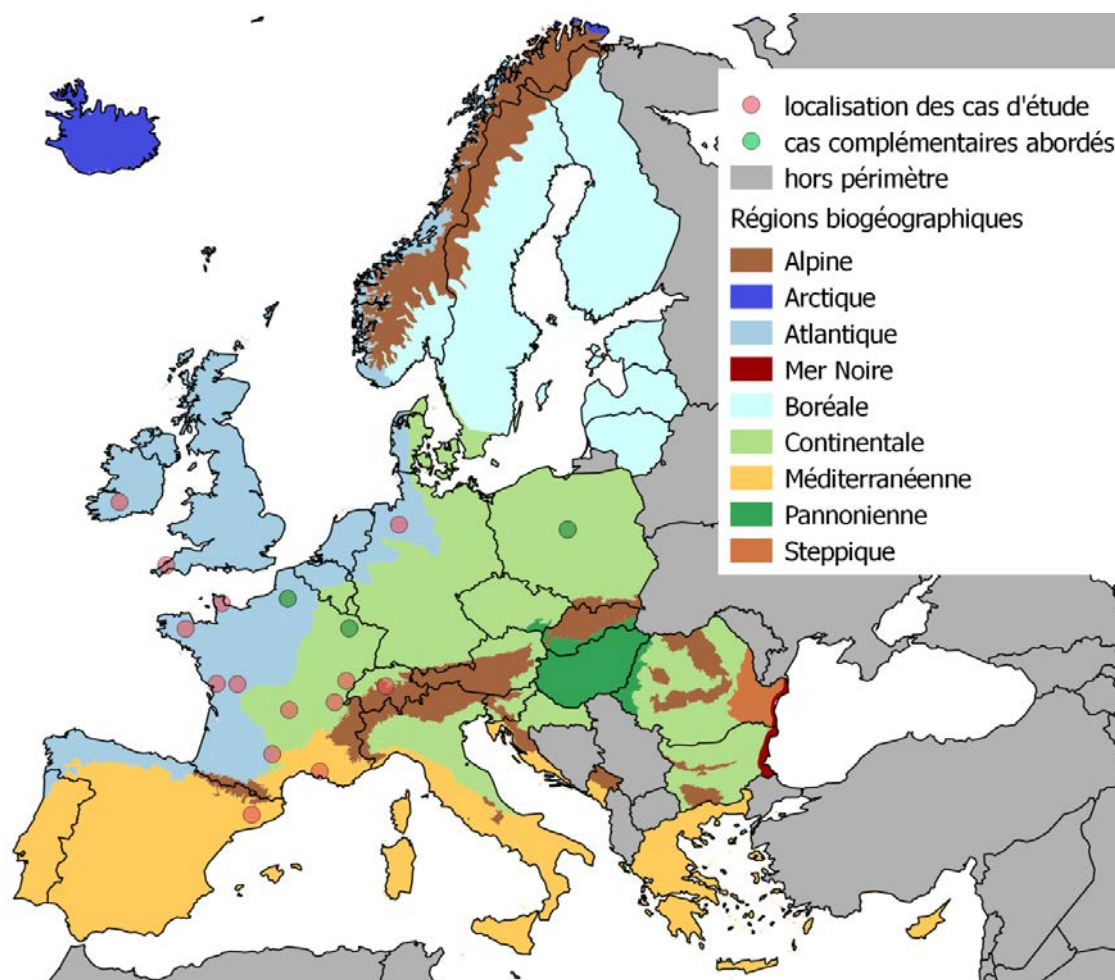


Figure 6.1.6. Régions biogéographiques. Positionnement des cas d'étude analysés en Europe selon les disponibilités dans la littérature internationale. Certains cas d'étude de l'ESCo (urbain, périurbain, systèmes labels) n'ont pas de positionnement géographique prédéfini et n'apparaissent pas sur cette carte. Source : EEA, 2016⁵

Au sein des différents cas analysés, l'élevage urbain et périurbain ainsi que les zones valorisant une image positive de l'agriculture (poulets label et ovins bio) ont un ancrage territorial potentiellement très vaste et peuvent se trouver dans des régions très différentes en termes d'usage des sols. Ainsi les données mobilisables par département ou région ne permettent-elles pas d'informer pleinement sur ces territoires et ne sont donc pas analysées dans cette section de façon quantitative.

Pour les cinq autres cas types, une analyse a été réalisée en fonction de données Eurostat pour l'année 2010 et FADN pour l'année 2012 (tableau 6.1.4). Si le cas-type allemand recouvre l'ensemble des territoires où la méthanisation a lieu, le point du cas-type est positionné en Basse-Saxe car c'est la région qui possédait la plus grande puissance installée en 2009 selon l'IDELE (Barbin *et al.*, 2010), suivie de la Bavière au Sud. Les cas présentés possèdent une grande variabilité de structures et de performances économiques. Mis à part la Picardie et la Provence, l'analyse des bouquets de services rendus par l'élevage s'intéresse à des territoires

⁵ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3>

majoritairement spécialisés en élevage. Ces territoires se distinguent par le niveau de densité animale d'une part et le lien au sol d'autre part (tableau 6.1.4).

Dans le chapitre 1.7, il a déjà été évoqué une distinction entre les exploitations de monogastriques et de ruminants concernant les critères de taille (cheptel, surface, capital) et de performance économique (rentabilité financière, productivité apparente de la terre...). Nous retrouvons ces éléments ici avec en moyenne des exploitations granivores mobilisant un cheptel et un capital élevé, ayant une production (PAT/SAU) à l'hectare élevée et un recours aux achats d'aliment important, ainsi qu'une dépendance aux aides faible. Les exploitations de ruminants, de polyculture élevage et de poly-élevage sont en moyenne plus extensives avec une SAU élevée pour un cheptel plus petit que pour les granivores, ainsi qu'un endettement plus faible et une plus grande autonomie vis-à-vis des achats d'intrants.

La Bretagne, la Catalogne et la Basse Saxe sont des régions à forte densité animale (deux fois plus élevée que la moyenne européenne) en raison de la forte spécialisation de ces territoires en élevage et d'une production importante de granivores. La production agricole totale à l'hectare (PAT/SAU) y est élevée comparées aux autres territoires, y compris dans les OTEX herbivores, démontrant un niveau d'intensification moyen élevé des exploitations de ces territoires. Le poids des charges relativement à la production est assez élevé dans ces régions (CI/PAT), pouvant s'expliquer par un recours important à l'achat d'aliment. Cet indicateur est plus faible pour les monogastriques en Catalogne que pour les deux autres régions, probablement en raison de l'importance des modèles contractuels d'intégration des filières. Le taux d'endettement (Dettes/Kex) est aussi relativement élevé en Bretagne et Basse saxe en exploitations de ruminants et de polyculture élevage et proche de la moyenne de l'UE-15 pour les exploitations porcines. Enfin, la dépendance aux aides (Aides/PAT) est relativement faible notamment en exploitations de poly-élevage et polyculture élevage de Bretagne et de Basse saxe.

L'Irlande, l'Auvergne et la Franche-Comté se distinguent quant à elles par une STH/SAU très élevée en regard de la moyenne européenne. Ces territoires sont logiquement orientés vers la production d'herbivores qui exploitent au maximum les ressources fourragères locales avec un chargement animal par exploitation ainsi qu'une production à l'hectare (PAT/SAU) plus faible que la moyenne de l'UE-15. Le poids des exploitations spécialisées en cultures est très faible dans ces régions (10%-13% de la PAT). Mis à part la Franche-Comté, la productivité apparente de la main d'œuvre (EBE/UTA non salarié) est plus faible que la moyenne de l'UE15. Par ailleurs, l'EBE/UTAns est plus élevée dans les exploitations orientées poly-élevage et polyculture-élevage. En Irlande, le niveau d'endettement des exploitations (Dettes/Kex : 13% - 18%) est nettement plus faible que la moyenne de l'UE 15 (57%-72%). Dans tous les cas, le niveau de dépendance aux aides est relativement élevé.

Les régions Picardie, Midi-Pyrénées et Provence sont caractérisés par une interaction ou une compétition plus forte entre les orientations élevage et cultures, ce qui se traduit par un poids important du secteur des cultures dans la production agricole. Les exploitations de ruminants de la région Midi-Pyrénées semblent avoir des caractéristiques similaires aux exploitations des territoires herbagers, ce qui masque en réalité une forte hétérogénéité intra-régionale. En Picardie les exploitations de ruminants et de polyculture élevage ont une productivité apparente de la terre et une rentabilité financière plutôt élevée (polyculture élevage notamment) même si ces indicateurs sont couplés à un taux d'endettement plus élevé. C'est en Provence que le secteur des cultures le plus élevé (92% de la PAT) en raison de l'importance de la production de vin et du secteur des fruits et légumes. Toutefois la STH représente 59% de la SAU et abrite notamment des systèmes ovins transhumants pour lesquels les aides représentent plus de la moitié de la production agricole totale en valeur montrant l'importance des subventions dans le maintien de ce type d'élevage.

La Pologne, à l'instar des nouveaux états membres de l'Union européenne, possède des exploitations beaucoup plus petites en taille (UGB et SAU par exploitation) avec un capital d'exploitation nettement plus faible que la moyenne européenne et un nombre de travailleurs agricoles par UGB et par SAU plus importants. Ceci peut également se déduire de l'écart entre les moyennes pour l'UE 28 et l'UE 15 (voir aussi chapitre 1.7 pour plus de détails). La Pologne se distingue aussi par le poids plus important des exploitations de granivores et de polyculture élevage avec un capital par exploitation en moyenne assez faible et un important nombre de travailleurs agricoles. Ainsi le poids de la dette et des aides dans la production est modéré.

Tableau 6.1.4. Caractéristiques des exploitations et (données Eurostat par OTEX dans les territoires représentant les cas type (données FADN) (chargement, structure, indicateurs économiques) – source : INRA d'après FADN 2012 et Eurostat 2010 * Part relative de la PAT des OTEX concernées dans le territoire (polyculture-élevage entre dans les OTEX élevage)

		Bretagne	Catalogne	Basse saxe	Auvergne	Irlande	Franche Comte	Picardie	Provence	Midi-Pyrenees	Pologne	UE15	UE 27	
Données territoire	UGB / SAU totale (UGB/ha)	2.84	2.39	1.74	0.91	1.16	0.77	0.39	0.20	0.56	0.72	0.87	0.77	Eurostat2010
	SFP / SAU totale (%)	57%	38%	47%	81%	94%	71%	16%	65%	56%	26%	49%	44%	Eurostat2010
	STH / SAU totale (%)	9%	30%	27%	61%	80%	57%	11%	59%	34%	21%	36%	33%	Eurostat2010
	Poids des OTEX élevage* (% PAT)	89%	60%	73%	90%	91%	87%	28%	8%	59%	64%	55%	56%	Eurostat2010
	Poids des OTEX culture (% PAT)	11%	40%	27%	10%	9%	13%	72%	92%	41%	36%	45%	44%	Eurostat2010
Toutes exploitations d'élevage	SAU par exploitation d'élevage (Ha)	67	50	69	94	49	119	122	120	83	18	64	34	FADN2012
	Poids des UGB monogastriques (%)	0.71	0.83	0.57	0.06	0.00	0.00	0.06	0.00	0.24	0.51	0.40	0.39	FADN2012
	UGB / SAU des fermes d'élevage (UGB/ha)	3.7	4.3	2.5	1.0	1.3	0.8	0.9	0.7	1.0	1.1	1.5	1.4	FADN2012
	PAT / SAU des fermes d'élevage (euros/ha)	4 786	3 315	4 610	1 505	1 692	1 842	2 807	980	1 777	2 001	2 761	2 544	FADN2012
OTEX Ruminants	SAU / exploitation (ha)	73	55	70	91	49	111	97	120	88	20	64	41	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	2.5	2.9	2.4	1.6	2.5	1.5	1.8	1.2	1.7	8.8	2.5	3.8	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	45	29	61	34	28	50	56	32	32	10	36	22	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	2 893	2 752	3 815	1 463	1 687	1 796	2 805	980	1 506	1 728	2 215	2 103	FADN2012
	CI / PAT (%)	57%	69%	61%	57%	56%	53%	59%	56%	60%	49%	58%	57%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	69%	28%	76%	50%	18%	56%	82%	34%	50%	12%	57%	49%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	13%	16%	11%	29%	25%	18%	15%	53%	28%	17%	17%	18%	FADN2012
OTEX Granivores	SAU / exploitation (ha)	46.96	42.24	62.64	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	25.33	25.60	45.79	32.31	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	4.1	4.4	2.8	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	7.3	7.9	4.4	6.25	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	78	46	67	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	39	22	81	56	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	11 081	4 647	6 977	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	10 724	4 613	9 742	9 034	FADN2012
	CI / PAT (%)	74%	62%	74%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	75%	68%	69%	69%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	113%	43%	89%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	114%	22%	99%	87%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	3%	5%	5%	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3%	6%	4%	4%	FADN2012
OTEX Poly-élevage et polyculture élevage	SAU / exploitation (ha)	81.01	60.20	74.08	125.26	57.39	170.00	139.21	n.s.	83.28	15.62	72.06	24.38	FADN2012
	UTA / SAU (UTA/100ha)	2.6	2.7	2.3	1.5	2.2	1.1	1.4	n.s.	1.8	10.1	2.4	6.1	FADN2012
	EBE / UTAns (keuros/UTA)	65	25	58	49	41	79	91	n.s.	39	7	42	13	FADN2012
	PAT / SAU (euros/ha)	4 337	1 585	4 373	1 774	1 813	2 032	2 807	n.s.	1 857	1 679	2 474	2 135	FADN2012
	CI / PAT (%)	60%	58%	69%	55%	49%	54%	54%	n.s.	58%	56%	58%	57%	FADN2012
	Dettes / Kex (%)	78%	39%	103%	80%	13%	70%	98%	n.s.	51%	10%	72%	46%	FADN2012
	Aides / PAT (%)	9%	15%	9%	21%	28%	15%	14%	n.s.	21%	18%	15%	15%	FADN2012

PAT : production agricole totale (en euros, subventions d'exploitation comprises) ; CI : consommations intermédiaires ; EBE : Excédent brut d'exploitation (en euros) ; Kex : Capital d'exploitation

Références bibliographiques

Barbin, G.; Chaumet, J.M.; Chotteau, P.; Lelyon, B.; Monniot, C.; Mottet, A.; Perrot, C.; Reuillon, J.L.; Richard, M.; Trossat, C.; You, G., 2010. *Le développement de la production de biogaz et d'énergies renouvelables en Allemagne, Les fiches économie de l'élevage*. Paris: Idele, Les fiches Economie de l'Elevage, 8 p.

Huyghe, C.; De Vlieghe, A.; Van Gils, B.; Peeters, A., 2014. *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Editions Quae, 287 p.

Pflimlin, A.; Buczinski, B.; Perrot, C., 2005. Proposition de zonage pour préserver la diversité des systèmes d'élevage et des territoires européens. *Fourrages*, 182: 311-329.

Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf

6.2. Territoires fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés, le cas des zones AOP

Problématique et description des traits majeurs du bouquet de service type

Les trois zones du nord du Massif central, de Franche-Comté et des Alpes suisses sont le lieu de productions de produits laitiers de qualité, en particulier de fromages au lait de vache bénéficiant d'une appellation d'origine protégée (AOP). La part de la transformation fermière est très variable : faible pour certaines (Fourme d'Ambert dans le Massif central) élevée pour d'autres (St Nectaire) voire exclusives pour une minorité (Salers dans le Massif central, fromage d'alpage en Suisse), ce qui crée de la valeur ajoutée supplémentaire sur l'exploitation et des emplois au niveau local. Le Massif central possède par ailleurs un important troupeau bovin allaitant. Les productions standards (en maigre ou en gras) ou label (pour la viande) coexistent avec les productions AOP. Pour ces trois régions, les systèmes herbagers supports de ces productions sont caractérisés par une grande diversité de prairies permanentes qui représentent un important réservoir de biodiversité. Ainsi, la gestion des prairies y est-elle non seulement analysée au regard de leur productivité et de la valeur nutritive des fourrages, mais aussi vis-à-vis des services qu'elles rendent aux agriculteurs (souplesse d'utilisation des prairies, qualité sensorielle et nutritionnelle des produits animaux etc.) et aux autres acteurs du territoire (esthétique des paysages, etc.).

La grande majorité des systèmes de production AOP mettent en avant dans leurs cahiers des charges les productions à base d'herbe appréciées des consommateurs et valorisant au mieux les conditions climatiques liées à l'altitude et qui limitent le développement de l'ensilage de maïs. Ils sont constitués de types de prairies très différents (Carrère *et al.*, 2012), avec une dominance des prairies permanentes. Les prairies permanentes stockent plus de Carbone que les prairies temporaires ; les prairies de fauche ont un potentiel de stockage plus faible à cause des exportations de biomasse. Les prairies permanentes représentent le plus souvent un puits de Carbone ($0,7 \pm 0,1$ tC/ha.an, (Soussana and Lemaire, 2014) plus important que les prairies temporaires où le travail du sol provoque une décomposition rapide de la matière organique. Les prairies de fauche ont un potentiel de stockage plus faible à cause des exportations de biomasse parfois trop importantes, alors qu'au pâturage l'animal restitue une part de la matière organique à la parcelle par ses déjections. Les prairies pâturées se différencient entre elles selon leur pourcentage de légumineuses (0-4% pour faible chargement par rapport 9-14% pour un chargement plus élevé) dont la fixation symbiotique du N₂ atmosphérique limite le besoin en fertilisation minérale. Pour plus de détail, le lecteur se rapportera aux trois premières sections de la partie 4 où sont détaillés les cycles biogéochimiques.

Les effets des pratiques agricoles sur la richesse floristique des prairies (pâturage vs fauche, effets des niveaux de fertilisation, du chargement, de l'espèce animale, etc.) ont été décrits dans la section 4.5 et ne sont pas repris ici. En fauche, comme au pâturage, les taux d'utilisation des prairies se calquent en général sur leur fertilité. L'hypothèse de « stress intermédiaire » (Milchunas *et al.*, 1988) prédit que la diversité floristique des prairies sera maximale lorsque le chargement est allégé (inférieur à 1,4 UGB), la fertilisation et le nombre de fauches réduits, de telles conduites permettant la coexistence d'un grand nombre d'espèces végétales dans des couverts assez peu denses. L'évolution du nombre d'espèces végétales est lente, alors que les conduites ont un effet rapide sur la structure des couverts et l'abondance des types fonctionnels.

Les trois territoires retenus permettent d'illustrer la diversité de valorisation des services rendus par l'élevage selon les contextes locaux ; ceux-ci incluent notamment les modes d'organisation des acteurs, qui peuvent se manifester à des échelles locales ou régionales. Ceci a conduit à choisir des zones d'ampleur géographique très différentes : massif montagneux (Massif central⁶), région administrative (Franche-Comté) ou zone d'estive (Alpes suisses) (voir carte 1). La valorisation du lait pour les éleveurs est très satisfaisante au niveau régional en Franche-Comté en raison de la performance de l'organisation en fromagerie pour l'AOP Comté, et au niveau local dans les estives suisses. En revanche, les niveaux de valorisation du lait sont très variables et pas nécessairement liés aux AOP dans le Massif central.

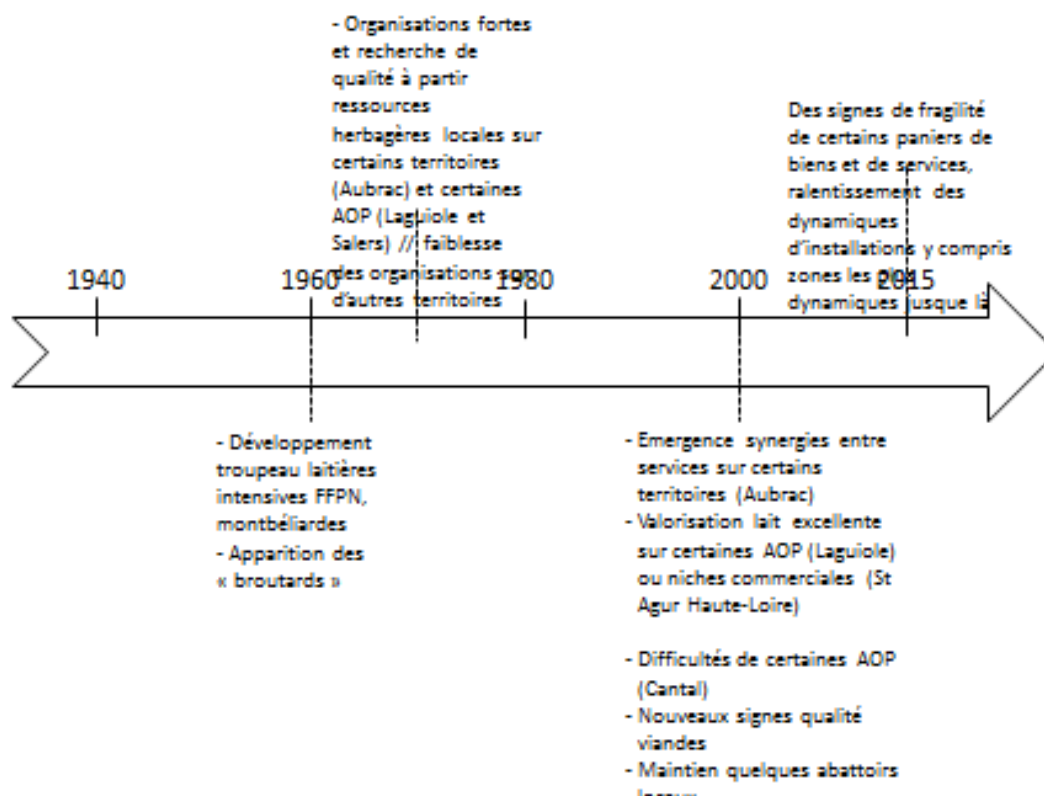
⁶ Il est à noter que dans le cas du massif central des zooms sur certaines zones (Aubrac) ou initiatives (Fin gras du Mézenc) ont été retenus pour identifier des facteurs ou des leviers de développement joint de plusieurs types de services.

6.2.1. Zones AOP de montagne dans le Massif central

Un contexte resté généralement très marqué par l'intensification des années 60:

La dynamique des productions animales dans les zones AOP du Massif central est décrite par la frise temporelle suivante qui souligne le développement de l'intensification dès les années 60 et la grande diversité de situations : coexistence sur certains territoires de productions standards et AOP, spécialisation d'autres territoires en productions AOP avec des niveaux de valorisation des AOP très variables. Il convient également de signaler quelques points de vigilance, en termes d'installation de jeunes agriculteurs ou de gestion du foncier par exemple, y compris pour les AOP valorisant le mieux leurs produits.

Figure 6.2.1 : Frise temporelle du Massif central



Des services d'approvisionnement très significatifs et très variables selon les types de productions:

Dans les zones de montagne du nord du Massif central sont produit sept fromages AOP au lait de vache, le Cantal (13 900 tonnes en 2014), le Saint Nectaire (13 900 t), le Bleu d'Auvergne (5 100 t), la Fourme d'Ambert (5 100 t), le Salers (1 500 t), le Laguiole (670 t) et la Fourme de Montbrison (530 t) ; les zones de production s'étendent sur les six départements du Puy-de-Dôme, du Cantal, de l'Aveyron, de la Haute-Loire, de la Lozère et de la Loire. L'organisation des filières a débuté dans les années 1970 avec un objectif de recherche de qualité à partir des ressources herbagères locales. Les cahiers des charges des fromages AOP accordent en effet une place importante à l'alimentation à base d'herbe (augmentation de la part de l'herbe dans la ration, fourrages provenant exclusivement de la zone AOP, etc.). Ils s'appuient, pour partie, sur le lien maintenant établi entre la nature des fourrages consommés par les animaux et la qualité sensorielle et nutritionnelle des laits et des fromages (Martin *et al.*, 2009 ; Martin *et al.*, 2005 ; Reynaud *et al.*, 2010).

Le troupeau bovin présent sur les sept départements concernés par ces produits AOP était, en 2010, constitué de 5,5 millions de têtes (source RA 2010), dont 2,4 millions de vaches (77% de vaches allaitantes, 23% de vaches laitières). En 2014, 350.000 têtes ont été abattues dans la zone (42% de vaches, 34% de veaux, 10% de génisses) et 245.000 têtes (dont 53% de mâles de 6 à 12 mois) étaient exportés en maigre pour être engraisés hors de la zone de production. La Surface Toujours en Herbe représente 30% de la surface totale de la zone (jusqu'à 46% dans le Cantal) à laquelle s'ajoute 10% de prairies temporaires (jusqu'à 21% dans l'Aveyron).

En viande, malgré le caractère toujours prégnant de l'exportation de jeunes mâles, quelques signes de qualité misent sur l'engraissement des animaux. Ainsi, l'AOP Fin Gras du Mézenc a été reconnue par décret du 1^{er} Septembre 2006. Son aire géographique s'étend sur 85 communes situées en Haute-Loire, Lozère et Ardèche. Il s'agit d'une viande issue de génisses de 24 mois minimum ou de mâles castrés âgés de 30 mois minimum, dont la ration de base est exclusivement constituée d'herbe pâturée ou de foin issus de la zone d'origine. Les animaux sont nés, engraisés et abattus dans l'aire de l'appellation. Le plateau du Mézenc offre des prairies de flore diversifiée support d'un foin d'excellente qualité. Il a pu être montré un lien entre les profils terpéniques des foins produits sur le Mézenc (dont la Cistre ou Fenouil des Alpes) et le profil terpénique des graisses des viandes.

L'utilisation d'herbe comme fourrage principal des rations des vaches laitières élevées dans le nord du Massif central a des effets bénéfiques sur la qualité sensorielle et nutritionnelle des fromages (Lucas *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2009). L'effet le plus marquant est dû à l'ingestion d'herbe qui améliore sensiblement le profil en acides gras des laits et des fromages ; elle accroît la proportion d'acides gras insaturés à effet bénéfique sur la santé des consommateurs au détriment des acides gras saturés (de 12 à 16 atomes de Carbone) considérés comme athérogènes (Coppa *et al.*, 2013). Elle s'accompagne également d'une augmentation très sensible de la teneur du lait et du fromage en vitamines A et E, en pigments caroténoïdes et en composés phénoliques provenant de l'herbe pâturée (Besle *et al.*, 2010; Nozière *et al.*, 2006). Sur le plan organoleptique, les fromages obtenus lorsque les animaux sont au pâturage se caractérisent par une texture nettement plus fondante en raison du point de fusion plus bas des matières grasses et par une pâte plus jaune en raison de la teneur plus élevée des matières grasses en pigments caroténoïdes. Ces effets sont surtout remarquables lorsque l'herbe est pâturée à un stade végétatif (mise à l'herbe et repousses feuillues) car les feuilles renferment des quantités plus importantes de matières grasses et de pigments que les tiges et les épis (Ferlay *et al.*, 2006). Les fromages obtenus au pâturage développent par ailleurs plus rapidement des saveurs plus fortes, et sont souvent plus appréciés des dégustateurs, notamment lorsqu'ils sont comparés à des fromages issus de vaches nourries avec des régimes à base d'ensilage de maïs (Martin *et al.*, 2005).

Au pâturage, l'utilisation de prairies permanentes très diversifiées par rapport à des prairies moins diversifiées est à l'origine d'une légère amélioration du profil en acides gras des laits ; elle accroît notamment la teneur du lait et des fromages en acide linoléique (Coppa *et al.*, 2011) en raison de l'action des métabolites secondaires des plantes diverses sur le fonctionnement du rumen (Leiber *et al.*, 2005). Plusieurs observations suggèrent également que les pâturages les plus riches en plantes aromatiques conduisent à des fromages qui s'affinent légèrement plus lentement mais qui sont susceptibles de développer des arômes plus riches lorsqu'ils sont affinés longtemps. Les phénomènes en cause semblent cependant varier selon les types de fromages considérés et restent encore mal compris (Martin *et al.*, 2005).

Au cours de la période hivernale, les différences les plus notables de qualité du lait et des fromages observées selon la nature des rations fourragères sont imputables à l'ensilage de maïs. Comparativement à l'ensilage de maïs, les rations à base d'herbe sont à l'origine d'une légère amélioration du profil en acides gras du lait, et ceci quel que soit le mode de conservation de l'herbe (Dewhurst *et al.*, 2006) ; les fromages produits à partir d'une alimentation à l'herbe sont plus appréciés sur le plan organoleptique en raison de leur pâte plus jaune et moins ferme, et de leur saveur souvent plus développée (Martin *et al.*, 2005). La conservation de l'herbe sous forme d'ensilage comparativement au foin a un effet sur les caractéristiques organoleptiques des fromages qui est surtout notable sur la couleur de la pâte, plus jaune avec l'ensilage qu'avec le foin (Verdier-Metz *et al.*, 1998). En dehors du risque bien connu de contamination du lait par des spores butyriques présentes dans les ensilages mal conservés, les ensilages d'herbe correctement conservés ont un effet limité sur la texture et la saveur des fromages de type Saint-Nectaire, contrairement aux fromages de type Cantal. Ces derniers sont légèrement plus appréciés par les dégustateurs lorsque la ration est composée de foin (Verdier-Metz *et al.*, 2005).

Des services environnementaux très liés au chargement des prairies et en retrait en raison du développement de l'enrubannage:

Les prairies du Massif central s'inscrivent pleinement dans les équilibres présentés en introduction entre fertilisation, chargement et biodiversité. Lorsqu'on réduit le chargement de prairies fertiles, les « bonnes fourragères » telles que le ray-grass et le trèfle blanc régressent et sont remplacées par des espèces de moindre valeur nutritive. A l'équilibre, le niveau de dégradation de la valeur nutritive augmente avec le degré d'extensification du couvert, et la dynamique saisonnière des stocks sur pied dépend essentiellement de l'itinéraire technique de l'année en cours (Loiseau *et al.*, 1998). Un allègement du chargement en pâturage bovin ou équin crée une mosaïque relativement stable de zones d'herbe haute et de placettes rases (Dumont *et al.*, 2012) qui bénéficie tant à la valeur nutritive du couvert qu'à sa diversité floristique (Dumont *et al.*, 2011). Les ovins plus sélectifs vis-à-vis des dicotylédones et moins aptes à créer des placettes rases stables dans le temps, tendent à réduire la diversité floristique des couverts (Dumont *et al.*, 2011; Louault *et al.*, 2005).

Dans les prairies diversifiées, la baisse du chargement en pâturage bovin accroît la biomasse sur pied et l'abondance relative des graminées à stratégie conservative et des plantes à fleur, ce qui bénéficie aux insectes phytophages, tels que les orthoptères, et nectarivores tels que les papillons (Dumont *et al.*, 2009). Réduire le chargement se traduit aussi par une baisse de production directement liée au moindre nombre d'animaux par unité de surface. Il est cependant possible de concilier production et préservation de la biodiversité dans ces prairies en excluant du pâturage une partie des parcelles au pic de floraison. En condition non limitante, une telle conduite permet de doubler les populations de papillons (Farruggia *et al.*, 2012). En revanche, lorsque la pousse d'herbe est limitée au printemps, il est préférable d'opter pour une rotation classique sous peine de dégrader les couverts et de manquer d'herbe pour affourager les animaux durant l'été. Les chevaux structurent fortement les communautés végétales par leur utilisation très préférentielle des zones d'herbe les plus rases (Dumont *et al.*, 2012; Menard *et al.*, 2002). Dans une nardaie du Massif central, ils ont permis de contrôler les myrtilles par leur piétinement, et ont fait régresser des graminées de faible valeur nutritive, telles que le nard ou la canche (Loiseau *et al.*, 1988; Martin-Rosset *et al.*, 1981), améliorant ainsi tant la valeur nutritive du couvert que sa diversité floristique.

Au-delà des effets du chargement et de l'espèce animale, le développement des techniques d'ensilage d'herbe et d'enrubannage accompagnées d'une augmentation de la fertilisation azotée a permis d'avancer les dates de fauche d'au moins un mois dans le Massif central. L'exploitation des parcelles a lieu bien avant la période de floraison de la plupart des espèces, ce qui réduit leur production de graine et à terme la diversité floristique du milieu (Carrère *et al.*, 2002). Ce mode d'exploitation a un impact indirect sur les insectes nectarivores et pollinisateurs à qui manquent les ressources produites par les fleurs. La généralisation de ces techniques entraîne également une banalisation du paysage avec la disparition progressive des prairies fleuries et colorées du début d'été.

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis entre services environnementaux et d'approvisionnement spécifiques au Massif central

La typologie des prairies élaborée pour les systèmes laitiers AOP du Massif central permet de caractériser les potentiels agricoles et environnementaux des prairies présentes sur une exploitation ou un territoire, et fournit un outil qui permet d'évaluer les pratiques mises en œuvre par l'éleveur (Theau *et al.*, 2012). Les 23 types les plus fréquemment rencontrés ont ainsi été décrits pour leur potentiel de production (production annuelle et printanière, valeur nutritive du fourrage, souplesse d'exploitation, production laitière permise), écologique (richesse spécifique végétale, intérêt patrimonial de la flore, capacité d'accueil pour la faune), et pour différents services écosystémiques : régulation du climat, pollinisation, esthétique des paysages et qualité des fromages (Carrère *et al.*, 2012). La typologie permet de quantifier certains des compromis déjà évoqués par exemple entre valeur nutritive et intérêt patrimonial des prairies. La souplesse d'exploitation des prairies est en revanche positivement corrélée à leur diversité floristique. La richesse aromatique des fromages augmente avec le stade d'exploitation de l'herbe et avec la diversité floristique du couvert (Graulet *et al.*, 2012) ; à l'inverse la conduite plus intensive des prairies fertiles permet d'obtenir des fromages ayant une pâte plus jaune (généralement prisés des consommateurs) grâce à la plus forte teneur en caroténoïdes de l'herbe feuillue (Ferlay *et al.*, 2006). La typologie met aussi en évidence le large spectre des services écosystémiques fournis par les prairies permanentes d'Auvergne. Chaque fiche se conclut par une synthèse des atouts du type de prairie et des points de vigilance relatifs à sa gestion.

Dans les systèmes laitiers d'Auvergne, il a également été montré que la diversité des modes d'utilisation des surfaces et des facteurs pédoclimatiques offrait de la souplesse dans la gestion du système fourrager et augmentait l'autonomie fourragère des exploitations (Andrieu *et al.*, 2007b). Des parcelles moins productives mais plus diversifiées se voient attribuer des fonctions spécifiques dans le système fourrager (Andrieu *et al.*, 2007a), ce qui est un moyen de concilier les objectifs de production et de conservation de la biodiversité. Des systèmes laitiers innovants sont par ailleurs testés dans le Massif central. Ainsi à l'INRA de Marcenat sont comparés un système faiblement chargé visant à produire du lait sans concentrés, et un autre dans lequel on cherche à réduire l'usage des concentrés (4 kg par vache et par jour) en optimisant la gestion du système fourrager (Farruggia *et al.*, 2014). Le premier système présente une plus grande diversité de types de prairies, et une plus grande richesse floristique et entomologique. La production laitière y est élevée en début de saison de pâturage où le profil en acides gras du lait est particulièrement intéressant, mais elle diminue fortement en cours de saison parallèlement à la valeur nutritive du couvert. La gestion fine des prairies dans le second système associée à leur plus fort potentiel agronomique limitent la baisse de production laitière. Les laits ont des teneurs en acides gras polyinsaturés plus stables, mais les différences de qualité sensorielle des fromages sont minimes. Indépendamment du système, les vaches Holstein ou Montbéliarde mobilisent beaucoup leurs réserves corporelles (Pires *et al.*, 2015), ce qui retarde le retour en chaleur et pénalise la reproduction ; ces effets s'accroissent au cours du temps sans différence entre les deux races.

Des formes de vitalités territoriales prometteuses mais très limitées : des paniers de biens et de services

En termes de synergies entre les différents types de services, le Massif central se singularise par sa grande hétérogénéité des situations locales. En parallèle des modes classiques de commercialisation, des démarches collectives (par exemple de commercialisation de viande) présentent des atouts économiques mais également sociaux et culturels en permettant de maintenir une dynamique collective sur les territoires du Massif central (Chabrat-Michel, 2015).

Certains territoires du Massif (dont certains ont la possibilité de produire plusieurs AOP) peinent à dégager des valeurs ajoutées supplémentaires. C'est notamment le cas des départements du Cantal ou de la Haute-Loire où respectivement 36% et 21% des exploitations dégagent un revenu par actif supérieur au SMIC (contre par exemple 79 % dans la Doubs). Cette situation s'explique principalement par le fait que la réputation d'une grande partie des appellations (Cantal notamment) relève d'une gouvernance plus sectorielle que territoriale : elle est en quelque sorte « privatisée » soit par des industriels concentrés soit par des stratégies individuelles de différenciation (Dervillé, 2012). Inversement, d'autres en nombre limité (comme l'Aubrac et pour partie le Sancy : (Mollard *et al.*, 2014)) parviennent à susciter de véritables complémentarités entre services et à créer de véritables rentes de qualité territoriales pour les produits des territoires concernés. On parle alors de « panier de biens et de services » (c'est-à-dire des biens et services de qualité et complémentaires notamment en termes de commercialisation). Ces situations se caractérisent par la rencontre entre offre et demande de produits de qualité. Pour cela, il convient de prendre en compte les deux caractéristiques majeures de cette rencontre : d'une part, une *offre* ancrée dans un territoire donné, qui confère à ces ressources un caractère exclusif (non accessible ailleurs), interdépendant et complémentaire. Ce caractère résultant d'une "spécificité" qui n'est pas seulement donnée, comme une dotation initiale de ressources ou de facteurs localisés, mais qui est aussi construite par les acteurs du territoire. Et d'autre part, une *demande* conjointe de produits et services de qualité, qui dépend certes de leurs prix et de signaux officiels et objectifs, mais surtout d'éléments à caractère subjectif et affectif, donc d'attributs cognitifs non codifiés, d'images ou de symboles.

Dans l'Aubrac, l'agriculture se caractérise par une forte présence : la part de la SAU reste élevée et relativement stable. Les systèmes sont basés sur la culture de l'herbe. La conduite traditionnelle fait que les espaces pastoraux présentent un intérêt pour le paysage et la biodiversité. Les productions sous SIQO sont emblématiques et créatrices de notoriété pour le territoire, formant un véritable « panier de biens et de services » en osmose avec le tourisme et la coutellerie.

Le panier de biens et de services de l'Aubrac inclut non seulement une offre spécifique de produits (fromage AOP, couteau, aligot), mais aussi des services touristiques complémentaires à partir des Gîtes ruraux, comme des circuits de visite, voire la restauration (Mollard *et al.*, 2006 ; Vollet, 2014). Cette offre rencontre une demande qui se caractérise par une forte préférence pour la qualité des produits locaux et leur lien au territoire. Ceci est

néanmoins plus difficile à attester pour un produit industriel comme le couteau de Laguiole dont la fabrication avait été déplacée pour un temps à Thiers avant le nouvel essor des productions des années 80. A cela s'ajoute un ensemble assez typique de biens publics environnementaux et culturels indispensables à la valorisation du panier (paysage, biodiversité notamment pour lesquels il est difficile sinon impossible d'exclure un consommateur), avec les images positives des estives, de la race Aubrac et des fêtes autour de l'aligot qui "file".

Cependant, une partie des facteurs favorables à la consolidation de ce processus est fragile : bonne coordination des acteurs privés pour les filières du fromage, mais en cours de consolidation pour le tourisme ou la viande bovine et encore à construire pour la filière coutelière (Angeon and Vollet, 2008). Parallèlement, des coordinations institutionnelles se développent autour du projet de Parc Naturel Régional avec des synergies évidentes entre acteurs publics et privés. Depuis quelques années de nouvelles fragilités sont apparues au niveau du massif central : difficulté pour augmenter le nombre de producteurs (lait), offre insuffisante par rapport à la demande (en viande) en raison de la concurrence du marché du maigre, faiblesse de la diversification, de vente en circuits courts et de production en agriculture biologique. De plus, la rétention, la précarisation et l'inflation des prix du foncier agricole ont des répercussions sociales et environnementales négatives sur le territoire. La consolidation des structures existantes se fait au dépend de leur transmissibilité et accroît la baisse des installations. Elle se réalise aussi au détriment d'un travail homogène des surfaces : certaines surfaces agricoles, initialement en prairies, évoluent vers l'embroussaillage, perdant alors leur intérêt pastoral, paysager et contraire à la biodiversité.

Actuellement, les exploitations lait continuent à bien tirer leur épingle du jeu mais les exploitations bovin viande restent fragiles (car très dépendantes du cours du bœuf). Après avoir augmenté dans les années 2000, les effectifs de producteurs de SIQO Label Rouge Bœuf Fermier Aubrac et IGP Fleur d'Aubrac tendent à se tasser (en raison du cours élevé du maigre). La broutarde « L'estivelle » peine à démarrer. La diversification reste peu pratiquée (6% des exploitations contre 12 % au niveau national). La pression foncière est très forte, ce qui ralentit les installations (Laurent, 2014).

Les principaux impacts positifs ou négatifs des systèmes AOP du Massif central représentés de manière synthétique dans la figure 6.2.2 ci-dessous sont les suivants :

- Une production massive de produits de qualité qui s'appuie sur l'existence de cahiers des charges valorisant les savoir-faire locaux et le patrimoine culturel,
- Une rémunération relativement faible des emplois agricoles en raison de modes de gouvernance plutôt sectoriels : selon les départements le modèle régional de production (capacité d'innovation) est totalement sectoriel et générique (comme dans la Haute-Loire) ou bien hybride, plutôt imprégné par le modèle agro-industriel que territorial (comme dans la Cantal (Dervillé, 2012),
- Une production notable de services environnementaux grâce aux soutiens publics (ICHN, MAET), qui reste cependant sensible aux ravageurs et à la sécheresse : biodiversité « commune » et remarquable, séquestration du carbone dans les prairies (variable selon le chargement) ;

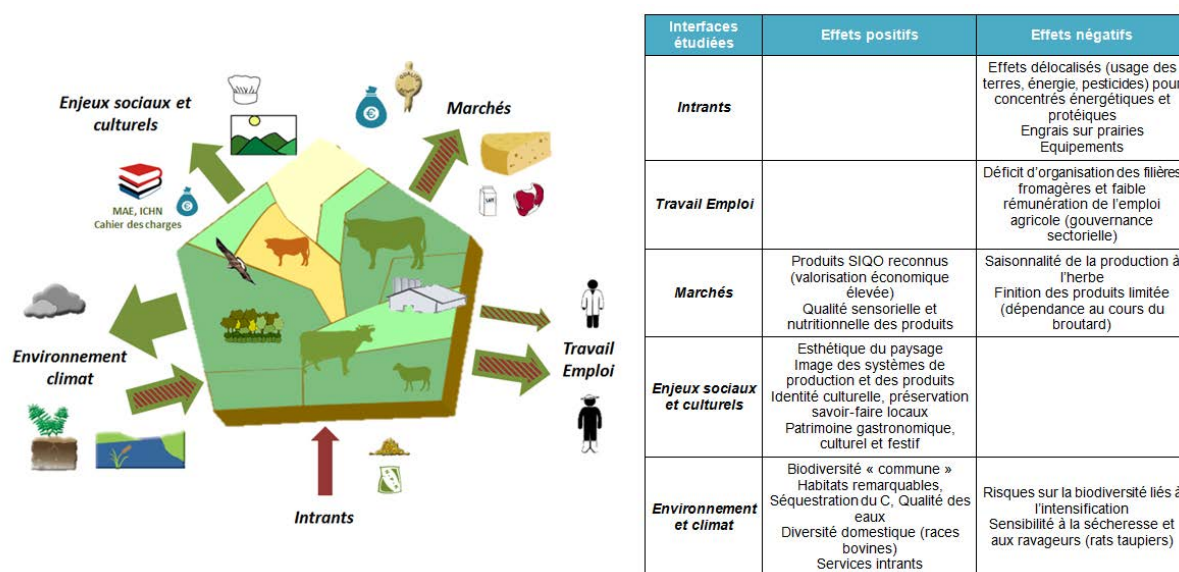


Figure 6.2.2 : Synthèse des impacts des systèmes AOP du Massif Central

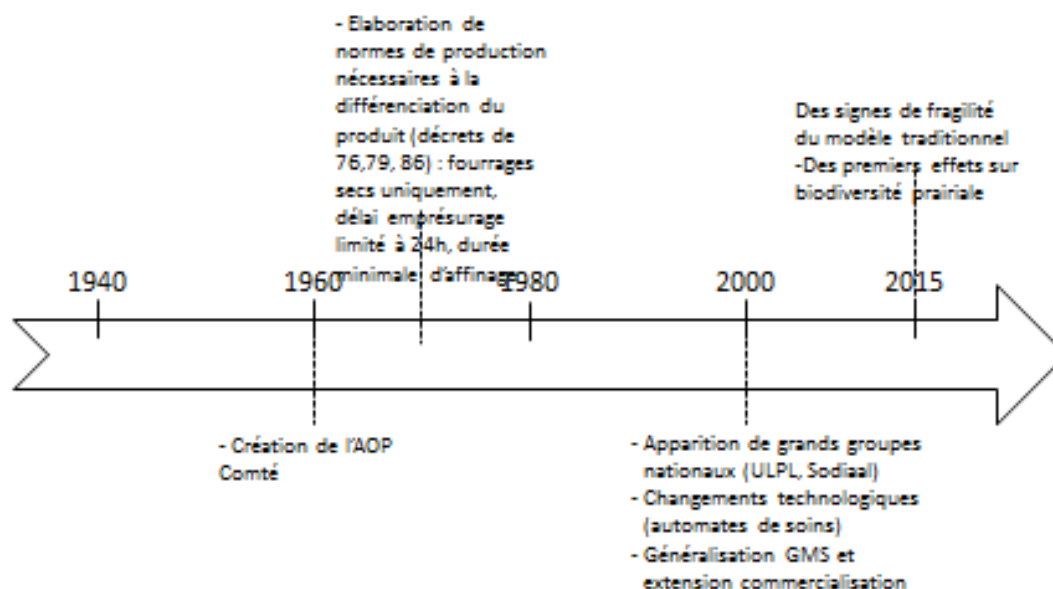
6.2.2. Franche-Comté

Un contexte et un système productif très spécifique lié à la filière Comté

Le contexte de la Franche-Comté est très marqué par celui d'une filière fromagère, celle du Comté, dont le système productif reste assez original. Quatre étapes peuvent être identifiées dans la constitution de la filière Comté (Jeanneaux and Perrier-Cornet, 2011; Perrier-Cornet, 1990) :

- Une première phase a visé à reconnaître l'exclusivité d'un droit à produire territorialisé. A ce titre, le comté bénéficie de l'AOC depuis 1952.
- La deuxième étape a poursuivi comme objectif de produire des normes de production nécessaires à la différenciation marquée du produit. Les décrets de 1976, 1979, 1986, 1994, y ont participé largement.
- Une troisième phase a cherché à maîtriser l'offre fromagère. Différents facteurs ont conduit par le passé au retrait de fait de producteurs des zones basses. Désormais, la régulation de la production régionale est organisée autour des plans de campagne successifs assortis de la clause de sauvegarde, ainsi qu'au projet de restriction de la zone AOC comté. Ces mesures semblent éviter les crises de productions auxquelles les professionnels étaient confrontés.
- Depuis les années 90 et surtout 2000, des facteurs externes perturbent la stratégie du système producteur fromager jurassien (arrivée de grands groupes nationaux, modification des conditions techniques d'affinage).

Figure 6.2.3 : Frise temporelle de la Franche-Comté



Un service d'approvisionnement en pleine expansion :

Le massif jurassien de Franche-Comté se caractérise par un système productif régional original qui s'est révélé payant sur longue période. Il s'agit de la coproduction de fromages sous signe de qualité reposant sur la relation entre coopératives-fruitières et négociants-affineurs. Il a notamment permis aux éleveurs d'obtenir des prix du lait très supérieurs au prix national depuis une trentaine d'années. Cette réussite s'explique par la création d'une rente d'appellation⁷ et par la capacité des éleveurs du massif rassemblés dans leurs fruitières à en capter une partie.

Les acteurs traditionnels de la filière ont réussi à faire adopter en 1976 un nouveau décret défendant la spécificité d'un modèle de production à l'origine de la rente d'appellation. Ce décret instituait le modèle de production fromager « *montbéliard, coopératif et jurassien* » (Perrier-Cornet, 1986 ; Perrier-Cornet, 1990). Ce décret fondateur du modèle actuel de production en filière de l'appellation d'origine contrôlée Comté contient des obligations, qui s'appliquent aux trois maillons principaux de la filière :

- les éleveurs producteurs de lait ne peuvent produire du lait qu'à partir de vaches de races locales (Montbéliarde et Pie rouge de l'Est), dont l'alimentation comprend des fourrages secs et non des fourrages fermentés ;
- dans les ateliers des coopératives-fruitières de première transformation, le délai d'emprésurage du lait est limité à 24 h maximum après la première traite (36 h, en hiver), et la thermisation du lait est interdite ;
- les affineurs-négociants, metteurs en marché, devaient respecter la durée minimale d'affinage des fromages de 90 jours. Cette durée est passée à 120 jours en 1994.

L'adoption du modèle intensif par de nombreux éleveurs dissidents de la plaine engendra la disparition de leurs fruitières et le déplacement de la production de lait sous appellation d'origine vers les zones les plus montagneuses du massif jurassien, peu favorables à la production de maïs à ensilage.

⁷ Le comté bénéficie de l'appellation d'origine contrôlée (AOC), spécifique à la France, et en 1996, de l'appellation d'origine protégée (AOP), reconnue par l'Union européenne. La zone AOC a évolué au cours du temps ; elle s'étend en 2014 sur cinq départements du massif jurassien (la presque totalité du Doubs et du Jura et la moitié Est de l'Ain, quelques communes de Saône et Loire et une infime portion de la Haute-Savoie).

Ce système productif régional a également réussi à développer ses marchés, les tonnages de comté vendus ayant augmenté de près de 80 % en une vingtaine d'années, passant de 29 402 t en 1990 à 52 203 en 2012 et 63 479 en 2014 (CIGC, 2016)⁸. Parallèlement à cette augmentation spectaculaire des volumes, la filière Comté s'est engagée dans un programme important de caractérisation et de maîtrise de la qualité organoleptique des fromages. Un premier travail de caractérisation de l'arôme du Comté a révélé la richesse aromatique de ce fromage ; une « roue des arômes du Comté » comprenant 91 descripteurs répartis dans 7 familles a été mise au point (Bérodier, 1997). Les fromages produits dans 20 fromageries au cours de différentes saisons ont été plus particulièrement étudiés grâce à un jury local composé d'experts entraînés à utiliser cette méthode originale dérivée du domaine œnologique. Ce travail a permis de valider l'existence de « crus organoleptiques » de fromages de Comté qui se différencient selon leur provenance au sein de la zone de production. Il a alors été possible de d'établir qu'il existait une bonne concordance entre ce zonage organoleptique et des lieux de production caractérisés par leur sol et leur flore propre (Monnet *et al.*, 2000), la plus grande diversité botanique des prairies et de fauche et de pâture pouvant être associée à des arômes plus nombreux et plus variés dans les fromages (Bérodier, 1997).

Depuis les années 2000, de grands groupes fromagers nationaux ont pris le contrôle des affineurs ou des industriels laitiers locaux en difficulté : Entremont en 1985 (repris par Sodial en 2010), l'Ermitage et Lactalis en 1992, l'Union lorraine des producteurs de lait (ULPL) et les Fromageries de Blâmont en 2004 (fusionnées avec Sodial en 2013). Il s'en est suivi des changements technologiques importants dans le processus d'affinage (remplacement du personnel de cave par des automates de soins, réduction des températures en cave pour mieux maîtriser l'affinage et homogénéiser la qualité des fromages) et des changements importants de mise en marché (commercialisation du comté hors de la zone de production par les GMS, souvent en production préemballée). Cette réduction des températures en caves tend effectivement à homogénéiser la qualité des fromages mais elle a aussi modifié les caractéristiques sensorielles des fromages ; les fermentations propioniques étant inhibées par les températures basses d'affinage, la pâte n'a pas d'ouverture (œil ou trou) : le goût a été modifié, se rapprochant ainsi du gruyère suisse et réduisant, de ce fait, l'une des spécificités du Comté.

Qualité environnementale :

La Franche-Comté, avec 45% de son territoire recouvert de forêt et 23% recouvert de prairies permanentes (statistiques de l'année 2013)(Agreste Franche-Comté, 2015), est une région avec une forte proportion de milieux semi-naturels. Les systèmes herbagers de la zone Franche-Comté valorisent le potentiel herbager de la région caractérisé par une grande diversité de prairies dont de nombreux types sont riches en espèces végétales (Petit *et al.*, 2005). Ferrez indique que l'intérêt environnemental des prairies de cette région est « souligné par la Directive européenne Habitats, Faune et Flore retenant dans son annexe I (liste des habitats naturels ou semi-naturels d'intérêt communautaire) l'intégralité des types de prairies fauchées mésophiles représentés en Franche-Comté » (Ferrez, 2007). Ainsi, les départements support de l'AOP Comté sont-ils caractérisés par une qualité environnementale élevée dans l'analyse des bouquets de services proposée par Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2015).

Une autre particularité de la chaîne jurassienne est la place importante du pré-bois, unité d'exploitation sylvo-pastorale possédant une structure de végétation favorable à une forte biodiversité (Buttler, 2014). Les paysages sylvo-pastoraux créés par les pré-bois sont également d'un fort attrait touristique (Miéville-Ott and Barbezat, 2005). Une étude récente indique que la présence de boisés pourrait de plus améliorer la stabilité de la production de fourrage face aux changements climatiques en comparaison à des pâturages sans arbre (Buttler *et al.*, 2012). Ce sont donc des milieux fournissant de multiples services.

En ce qui concerne la biodiversité, Gillet *et al.* montrent cependant que les prairies de Franche-Comté ont subies une diminution de la diversité végétale ces 10 à 20 dernières années et imputent cette diminution à une intensification des pratiques agricoles (Gillet *et al.*, 2016). Ceci malgré le cahier des charges de l'AOP Comté qui limite le chargement en bétail ainsi que la fertilisation azotée de la surface fourragère à l'échelle de l'exploitation (Mauchamp, 2014). Il semble en effet que pour pallier les aléas climatiques, certains agriculteurs adoptent des pratiques de fertilisation plus intensives et cherchent à multiplier les coupes de fourrages pour maximiser le stock pour l'hiver, qui devient la période principale de production. Les performances laitières sont accrues, mais ceci

⁸ Le marché du comté, <http://www.comte.com/decouvrir/economie-les-marches-du-comte/le-marche-du-comte.html> [consulté le 11 juillet 2016]

grâce à des pratiques d'alimentation qui recourent à des ressources alimentaires extérieures à la zone d'appellation, sous forme de concentrés de production. L'augmentation de la production laitière par vache que connaît la race Montbéliarde fait que celle-ci s'accommode de moins en moins des ressources fourragères locales traditionnelles, qui ne permettent pas de répondre à l'augmentation du potentiel génétique des animaux. Les pratiques de fertilisation, de fréquence des défoliations et de semis de prairies temporaires modifient la composition botanique des herbages et conduisent à une perte de biodiversité prairiale (Michaud and Jeanneaux, 2014). Les études sur l'évolution de la flore des prairies citées ci-dessus ainsi que celles sur l'avifaune (Michelat *et al.*, 2015) indiquent que des mesures environnementales supplémentaires seraient nécessaires au maintien du niveau actuel de la biodiversité dans cette région.

Une vitalité territoriale certaine s'appuyant sur un bon niveau de rémunération du lait :

La filière Comté permet de faire vivre un réseau dense de producteurs : environ 3 000 éleveurs sont regroupés en petites coopératives de transformation du lait (130 fruitières en 2013) qui contrôlent la production de fromage en blanc (pré-affiné), mais n'ont pas accès au marché final. Les entreprises d'affinage (une dizaine en 2013) dominent l'accès au marché, mais n'investissent pas la première transformation. Une interprofession puissante régit le système : le Comité interprofessionnel du comté (CIGC) contrôle l'offre des volumes de fromage et entretient un rapport de force équilibré entre éleveurs et affineurs par la moralisation de la transaction marchande du fromage en blanc entre fruitières et affineurs. Cette moralisation a été instaurée dans les années 1970, via la contractualisation de la relation d'échange qui se traduit par des règles précises de détermination du prix du fromage en blanc en fonction du cours du marché final. Cette forme de coopération économique a produit un surplus collectif durable protégé par le cadre réglementaire de l'appellation d'origine contrôlée. Elle a permis aux producteurs de lait d'avoir un prix de lait (ramené au standard à 38 g/l de matière grasse et 32 g/l de matière protéique) supérieur de 10 à 30 % à la moyenne nationale au cours des trente dernières années.

En résumé, les principaux impacts positifs ou négatifs du système productif régional franc-comtois représentés de manière synthétique dans la figure 6.2.4 ci-dessous sont les suivants :

- Une production importante et croissante de fromages AOP grâce à des modalités particulières de coopération entre agriculteurs-fruitières et affineurs reposant sur l'existence de cahiers des charges stricts et en recherche continue de progression : le système régional de production se caractérise par un modèle de production de valorisation du lait et du fromage lié à une capacité d'innovation sectorielle territorialisée et à la réputation du fromage (Dervillé, 2012),
- Une rémunération élevée de tous les maillons de la filière en raison de sa capacité d'organisation
- Un niveau élevé de production de services environnementaux, tant en ce qui concerne la biodiversité que la qualité de l'eau.

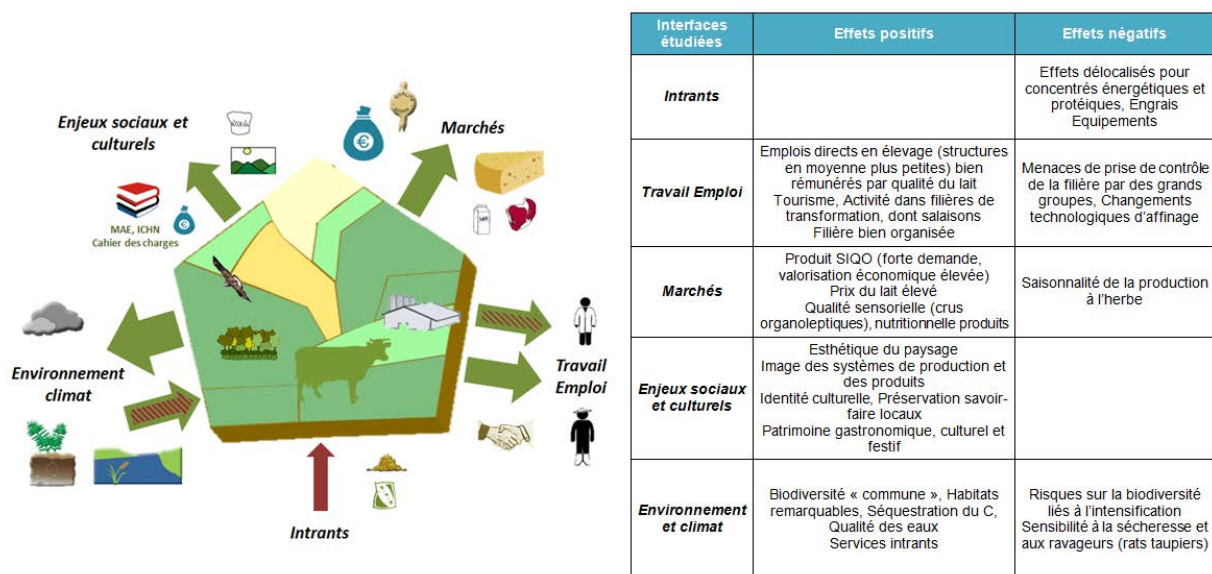


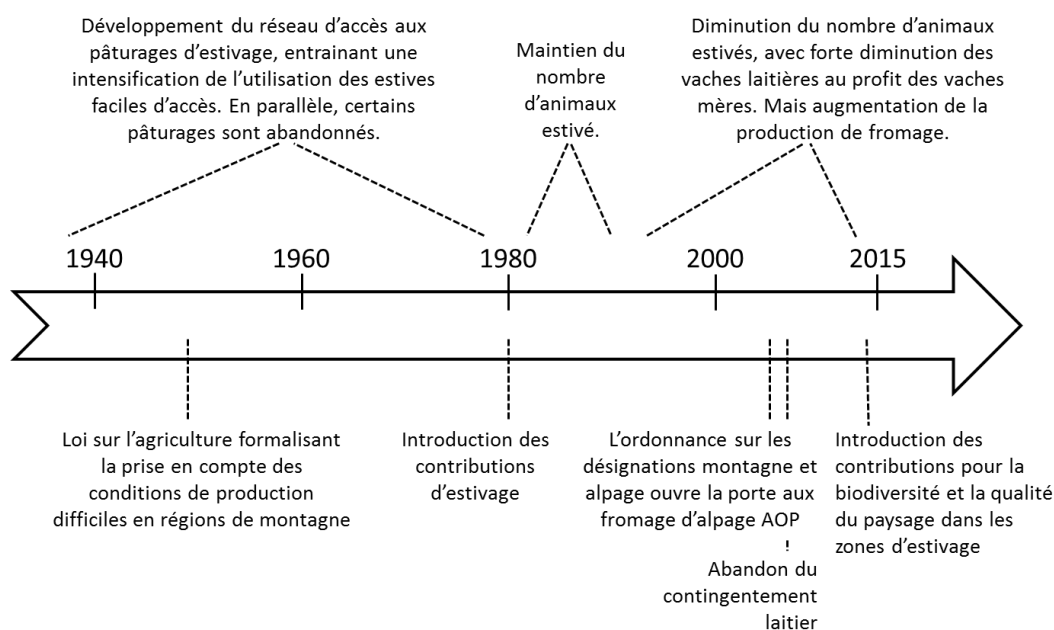
Figure 6.2.4 : Synthèse des impacts des systèmes AOP de Franche-Comté

6.2.3. Estives des Alpes suisses

Un contexte marqué par une arrivée récente de la labélisation AOP

La frise temporelle de cette région (figure 6.2.5) souligne l'importance de la politique agricole sur la dynamique de production laitière et montre que l'appellation « alpage » (fromage d'alpage AOP) est apparue nettement plus tardivement que les AOP du Massif central et de la Franche Comté. Lors de la période des années 40 à 80, une évolution très différenciée des parcelles en estives est observée : tandis que les parcelles les plus accessibles et plus riches sont intensifiées, les autres s'enrichissent progressivement. L'impact de la possibilité d'obtenir des primes (contributions) de qualité de la biodiversité et de qualité du paysage pour les exploitations d'estivage, introduites qu'en 2014, ne peut pas encore être vérifié. Mais cette nouvelle possibilité, indépendante des cahiers des charges de l'appellation « alpage », pourrait aider à maintenir une utilisation agricole sur les parcelles difficilement accessibles.

Figure 6.2.5 : Frise temporelle des estives des Alpes suisses



Un service d'approvisionnement significatif et en lien fort avec l'identité locale :

En Suisse les estives représentent une surface additionnelle importante pour la production de fourrage de nombreuses exploitations situées en plaine ou en basse montagne (Fischer *et al.*, 2012), et ceci bien que la production du fourrage par unité de surface y soit nettement plus faible. En effet, les alpages couvrent une superficie qui équivaut à presque la moitié de la surface agricole utile (Office fédéral de la statistique, 2015 ; Jura y compris). Le fourrage produit annuellement sur les alpages correspond à l'équivalent du fourrage grossier nécessaire à nourrir 80 000 unité gros bétail pendant une année (Mack and Flury, 2014). Une partie du lait produit sur les estives est valorisée sous forme de fromage d'alpage AOP, à savoir des fromages fabriqués sur l'estive durant la période d'estivage. Ceci correspond à une production de 5 230 tonnes de fromage AOP, correspondant à 2,9 % de la production totale de fromage en Suisse (Herzog *et al.*, 2014), soit encore environ de 2 fois et demie la production d'une AOP fermière française comme le Salers. Le volume de production est donc loin d'être marginal. Selon une enquête récente (Böni *et al.*, 2014), cette production de fromage d'alpage se vend bien et le consommateur suisse est prêt à payer un prix 8 à 30% plus élevé pour un fromage d'alpage AOP que pour un fromage de plaine. D'ailleurs, sa production a augmenté de plus de 15% entre 2003 et 2009 (Böni and Seidl, 2012). La vente directe et les magasins de village représentent le canal de distribution le plus important des produits d'alpage (Böni and Seidl, 2012), ce qui démontre le fort lien existant entre la filière agricole et la filière touristique dans ces régions. Selon l'opinion des producteurs, les raisons sous-tendant l'achat de produits d'alpage sont différentes entre les régions alémaniques de Suisse où les raisons qualitatives primeraient, et les régions francophones où se sont les raisons liées à la régionalité des produits qui seraient plus importantes (Böni and Seidl, 2012). Les spécificités des laits et des fromages à pâte pressée cuite produits en alpage ont été décrites par des auteurs ayant comparé des fromages issus de pâturages de plaine, de moyenne montagne et

d'alpage (Bosset *et al.*, 1999 ; Bugaud *et al.*, 2002). Il est maintenant bien établi que la matière grasse du lait et des fromages produit sur l'alpage contient une proportion plus importante d'acide gras insaturés que celle du lait produit en plaine (Collomb *et al.*, 2002) ce qui est considéré positif pour la qualité nutritionnelle des produits laitiers (Arnould and Soyeurt, 2009). Ces fromages ont également une saveur plus corsée et sont plus riches en métabolites secondaires des plantes (terpènes notamment) qui peuvent être considérés comme des traceurs biochimiques de la provenance des fromages d'alpage (Bosset *et al.*, 1999).

La production agricole sur les estives est à la fois fortement influencée par les contributions d'estivage (Mack and Flury, 2014), ainsi que par une législation fixant la charge en bétail et limitant fortement les apports d'aliments concentrés. D'après une étude ayant analysé 18 alpages suisses, deux tiers du revenu dégagé par les alpages provient en moyenne de la vente des produits et un tiers des paiements directs (Blättler *et al.*, 2013).

Une qualité environnementale avérée de par la biodiversité prairiale

Les pelouses des estives sont un hot-spot de la biodiversité en Europe (Fischer *et al.*, 2012 ; Riedel *et al.*, 2012). Ainsi, trois quarts des surfaces de prairies et pâturages secs d'importance nationale ainsi que des surfaces de bas-marais d'importance nationale se trouvent dans la région d'estivage (Herzog *et al.*, 2014). Les enjeux en relation avec la biodiversité sont donc très importants dans cette zone. L'étude menée par Peter *et al.* montre que la diversité végétale des prairies de l'arc alpin s'est en général maintenue durant ces dernières décennies, aussi bien dans les prairies non fertilisées que dans celle fertilisées (Peter *et al.*, 2008 ; Peter *et al.*, 2009) (mais voir aussi (Homburger and Hofer, 2012)). Néanmoins, l'évolution de la composition botanique indique une augmentation de la disponibilité en éléments fertilisants, ce qui pourrait à terme entraîner une diminution de la diversité végétale. Dans les prairies de montagnes où les conditions climatiques sont défavorables aux graminées supportant une défoliation fréquente, une fertilisation élevée sélectionne des dicotylédones compétitives de qualité agronomique médiocre (Jeangros, 1993 ; Pauthenet *et al.*, 1994). En revanche, une fertilisation modérée est avantageuse pour la qualité du fourrage produit (Tenz *et al.*, 2010). La tendance actuelle à une polarisation de la gestion des prairies (Tasser *et al.*, 2007), intensification des surfaces facilement accessibles et abandon des surfaces marginales (Gellrich *et al.*, 2007 ; Meusburger and Alewell, 2008), est une menace pour la biodiversité de ces habitats. Le chapitre 4.5 de cette expertise scientifique collective décrit les effets du pâturage sur la végétation des estives. Le loup n'est présent qu'en faible nombre dans les Alpes suisses⁹. En comparant le nombre d'animaux de rente dédommagés en Suisse suite à une attaque avérée de loup aux estimations des pertes totales de moutons durant la période d'estivage (Werder, 2012), il apparaît que la prédation ne représente actuellement qu'environ 6% des pertes de petits ruminants au pâturage (Seidl *et al.*, 2014). Les troupeaux non protégés peuvent cependant occasionnellement subir de lourdes pertes (Willisch, 2014) et les possibilités de mettre en place des mesures de protection des troupeaux dépendent fortement de la situation géographique et topographique des estives (Agri-hebdo, 2015). Le loup pose donc déjà un réel défi aux éleveurs et l'abandon de certaines estives dû à sa présence est envisageable (Seidl *et al.*, 2014), bien que cela n'ait pas encore été observé dans la région de Gantrisch-Schwarzsee où la présence du loup est attestée depuis 2009 (Willisch, 2014). Ce prédateur provoque donc des conflits importants entre éleveurs et protecteurs de la nature et scindent de ce fait les opinions au sujet d'une agriculture fournissant à la fois un service d'approvisionnement, un service d'entretien du paysage et un service de maintien de la biodiversité comme décrit dans l'article médiatique de Gigon (Gigon, 2015).

La surface des estives inclue souvent une proportion non négligeable de bas-marais. Lorsque ce genre de milieux, dont le sol est très riche en carbone, sont drainés pour l'utilisation agricole, les prairies deviennent une source d'émission de carbone (Rogiers *et al.*, 2008). Dans d'autres cas, aucune relation entre intensité de pâture des estives et teneur en carbone dans le sol n'a été observée (Homburger *et al.*, 2013). L'intensification des surfaces facilement accessibles en parallèle à la déprise des surfaces marginales semble accroître le risque de glissement de terrain et donc d'érosion dans les Alpes suisses (Meusburger and Alewell, 2008).

Une vitalité territoriale sans lien fort avec l'agrotourisme ou la rémunération du travail agricole :

L'office fédéral de l'agriculture indique que « Les contributions d'estivage ont pour objectif d'assurer l'exploitation et l'entretien des vastes pâturages d'estivage dans les Alpes, les Préalpes et le Jura » (OFAG, 2014), définissant ainsi l'occupation du territoire comme un objectif important des activités agricoles sur les estives en Suisse. Les services écosystémiques de conservation de l'héritage culturel ainsi que ceux en rapport au tourisme sont

⁹ OFEV, 2015. Le Conseil fédéral révisé deux ordonnances pour mieux gérer le loup et le cormoran. Office fédéral de l'environnement, 01.07.2015. www.bafu.admin.ch.

reconnus comme importants pour le paysage des pâturages alpestres (Bürgi *et al.*, 2015) et ce paysage contribue à l'identité nationale collective (Junge and Hunziker, 2013). Cependant, malgré que de très nombreux sentiers pédestres traversent les pâturages alpestres et que le tourisme dans son ensemble soit un facteur important de la vitalité territoriale de ces régions, l'agrotourisme n'est que peu développé sur les alpages suisses en dehors de la restauration proposée par les buvettes d'alpage (Seidl *et al.*, 2014). De plus, un certain taux de reboisement des paysages alpestres semble ne pas influencer négativement la perception de l'esthétique scénique de ces régions (Seidl *et al.*, 2014). La plupart des pistes de ski utilisent néanmoins les pâturages. La proportion idéale de pâturages et de forêts pour l'attrait touristique des Alpes suisses a à notre connaissance pas encore été quantifiée. Le travail sur l'alpage ne représente qu'une petite part du marché du travail des régions concernées puisque seulement environ 17 000 personnes travaillent sur les exploitations d'alpage durant la période d'estivage (Mann and Calabrese, 2014). Pour ces personnes, c'est avant tout le style de vie trouvé en montagne qui motive leur décision de travailler sur un alpage malgré un travail dur et une rémunération modeste (Calabrese *et al.*, 2014). L'impact de l'activité agricole en zone d'estives sur l'ensemble du marché du travail dans les régions de montagnes suisses n'a à notre connaissance pas été quantifiée. Si l'importance de l'utilisation agricole des estives pour la vitalité des territoires de montagne semble être incontestée, son impact sur l'économie dans les Alpes suisses reste donc peu documenté.

En fait, les principaux impacts positifs ou négatifs du système de production des Alpes suisses représentés de manière synthétique dans la figure 6.2.6 ci-dessous sont les suivants :

- Une production significative et très identitaire de fromages AOP depuis la promulgation récente dans les années 2000 de l'ordonnance sur les désignations montagne,
- Une rémunération variable du travail agricole (et particulièrement faible pour les salariés)
- Une production remarquable de services environnementaux, notamment en termes de biodiversité prairiale, qui pourrait à terme être menacée par des mauvaises gestions et l'évolution des structures agricoles.

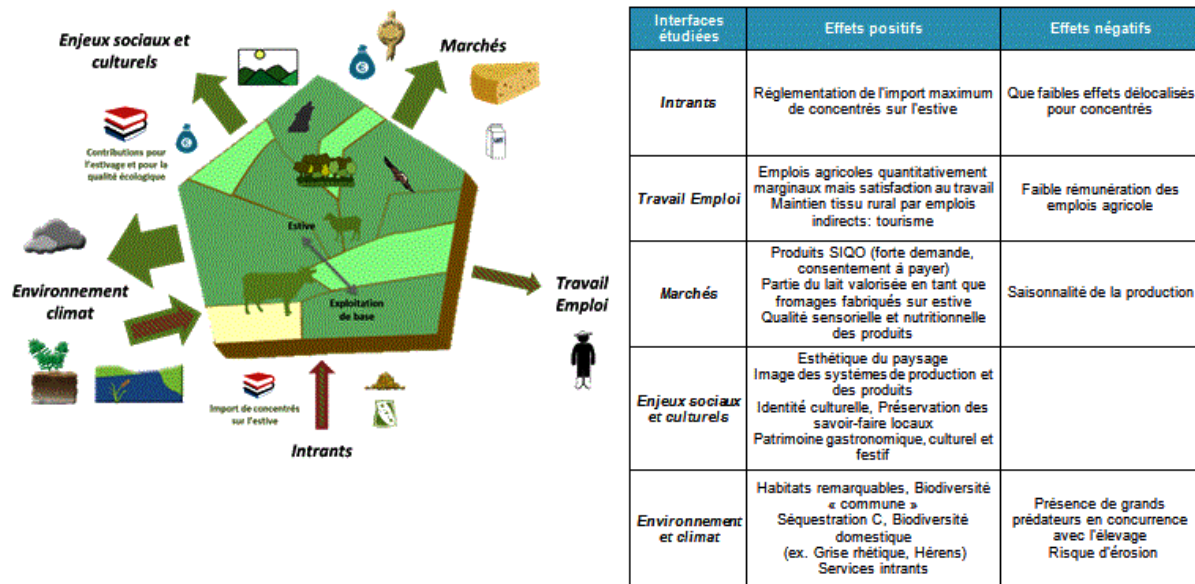


Figure 6.2.6 : Synthèse des impacts des systèmes AOP Alpes suisses

Messages clés pour l'ESCo

L'étude de cas met en évidence des liens entre la nature de la gouvernance des filières et la nature des services fournis (tableau 6.2.1). Des gouvernances territoriales de filières caractérisées par la création de valeur par valorisation de ressources locales spécifiques, distribution de la valeur par transparence des prix et mécanisme institutionnel, préservation de l'avantage compétitif par lien produit-terroir et régulation du système de production par organisations spécifiques sont dans l'ensemble plus favorable à la vitalité territoriale (meilleure rémunération des producteurs, transformation locale des produits) et à la qualité de l'environnement (interdiction d'ensilage plus favorable à la biodiversité) bien que des signes de dégradation de l'environnement peuvent apparaître. Inversement, une gouvernance sectorielle (comme dans le cas de l'AOP Cantal) apparaît moins favorable à la vitalité territoriale (moindre rémunération des producteurs, transformation à longue distance) et à la qualité de l'environnement (maintien de l'ensilage maïs et herbe).

Des gouvernances territoriales peuvent concerner des services d'approvisionnement faibles (volumes limités à 670 t pour l'AOP Laguiole) mais aussi des volumes importants (AOP Comté). Les filières AOP Comté et Laguiole sont souvent présentées comme des « modèles » difficilement reproductibles. Au niveau du massif central, le « panier de biens et de services » de l'Aubrac représente effectivement un exemple de stratégie pour d'autres territoires en raison des complémentarités entre les divers types de services. La qualité des organisations, qui jusque-là s'appuyaient sur des bases historiques tant en Franche-Comté que dans l'Aubrac, a représenté un véritable atout. De plus, d'autres zones du Massif central comme la Haute-Loire parviennent à tirer très bien leur épingle du jeu avec des stratégies commerciales affûtées (seule l'AOP Fin Gras du Mézenc est sur le territoire de la Haute-Loire où elle représente des volumes de production limités). Toutefois, il apparaît quelques signaux (faibles mais inquiétants) d'essoufflement du « modèle de panier de biens et de services » pour l'AOP Laguiole et du « modèle de système productif local » pour l'AOP Comté.

En ce qui concerne l'AOP Laguiole voire plus largement plusieurs AOP du Massif central, le foncier représente un enjeu majeur à plusieurs niveaux :

- pour l'emploi : difficultés et diminution des installations agricoles, faiblesse des diversifications malgré les nombreuses opportunités
- pour les écosystèmes : embroussaillage de certaines parcelles nuisant à la qualité paysagère et à la biodiversité
- à terme pour l'ensemble des ressources territoriales : le tourisme, les ressources agricoles, ressources issues de la cueillette (narcisse, thé d'Aubrac, etc.).

Tableau 6.2.1 : Liens entre gouvernance des filières et services fournis

	Massif central		Franche-Comté	Estives suisses
	AOP Cantal	AOP Laguiole	AOP Comté	Fromage d'alpage AOP
Approvisionnement	18 000 t	670 t	52 000 t	3 900 t
Qualité environnementale	+	++	++	++
Vitalité territoriale	+	++	++	++
Type de gouvernance (Barjolle and Philippe, 2012)	Sectorielle(a)	Territoriale (b)	Territoriale(a)	Territoriale(b)

(a) Gouvernance sectorielle caractérisée par création de valeur par différenciation sur la technologie, distribution de la valeur par grille de prix national et absence de relation entre prix de vente du produit final et rémunération du lait, préservation de l'avantage compétitif par stratégie de coût et régulation du système de production par oligopole.

(b) Gouvernance territoriale caractérisée par création de valeur par valorisation de ressources locales spécifiques, distribution de la valeur par transparence des prix et mécanisme institutionnel, préservation de l'avantage compétitif par lien produit-terroir et régulation du système de production par organisations spécifiques.

Références bibliographiques

- Agreste Franche-Comté, 2015. Occupation des sols en Franche Comté. *Agreste Franche-Comté*, 198 (Février 2015): 8 p. http://draaf.bourgogne-franche-comte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/MOS_cle8b3ce1.pdf
- Agri-hebdo, 2015. La protection des troupeaux contre le loup est parfois impossible. *Agri-hebdo*, (9 octobre). <http://www.agrihebdo.ch/predateur>
- Andrieu, N.; Josien, E.; Duru, M., 2007a. Relationships between diversity of grassland vegetation, field characteristics and land use management practices assessed at the farm level. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (2-4): 359-369. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.022>
- Andrieu, N.; Poix, C.; Josien, E.; Duru, M., 2007b. Simulation of forage management strategies considering farm-level land diversity: Example of dairy farms in the Auvergne. *Computers and Electronics in Agriculture*, 55 (1): 36-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2006.11.004>
- Angeon, V.; Vollet, D., 2008. Spécificité des produits et développement territorial. L'exemple paradoxal du panier de biens en émergence de l'Aubrac. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, novembre (4): 591-615. <http://dx.doi.org/10.3917/reru.084.0591>
- Arnould, V.; Soyeurt, H., 2009. Genetic variability of milk fatty acids. *Journal of Applied Genetics*, 50: 29-39.
- Barjolle, D.; Philippe, J., 2012. Raising Rivals' Costs Strategy and Localised Agro-Food Systems in Europe. *Journal on food system dynamics*, 3 (1): 11-21. <http://dx.doi.org/10.18461/jfsd.v3i1.312>
- Bérodier, F., 1997. Crus de Comté, flore des prairies et pratiques agricoles, Du terroir au goût des fromages. *5th plenary meeting AIR 2039 - COST'95*. Besançon, France, 186-189.
- Besle, J.M.; Viala, D.; Martin, B.; Pradel, P.; Meunier, B.; Berdague, J.L.; Fraisse, D.; Lamaison, J.L.; Coulon, J.B., 2010. Ultraviolet-absorbing compounds in milk are related to forage polyphenols. *Journal of Dairy Science*, 93 (7): 2846-56. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2009-2939>
- Blättler, T.; Durgiai, B.; Peguiron, D.; Raaflaub, M.; Winckler, L., 2013. Efficience économique des alpages suisses. *Recherche Agronomique Suisse*, 4: 108-115.
- Böni, R.; Seidl, I., 2012. Produits et services d'alpage - offre dans quelques régions ciblées de Suisse. *Recherche Agronomique Suisse*, 3: 124-131.
- Böni, R.; Seidl, I.; Junge, X., 2014. Produits d'alpage : entre tradition et nouveautés. In: Lauber, S.; Herzog, F.; Seidl, I.; Böni, R.; Bürgi, M.; Gmür, P.; Hofer, G.; Mann, S.; Raaflaub, M.; Schick, M.; Schneider, M.; Wunderli, R., eds. *Avenir de l'économie alpestre suisse. Faits, analyses et pistes de réflexion du programme de recherche AlpFUTUR*. Birmensdorf, Institut fédéral de recherche WSL ; Zürich-Reckenholz, Station de recherche Agroscope, 94-109.
- Bosset, J.O.; Jeangros, B.; Berger, T.; Butikofer, U.; Collomb, M.; Gauch, R.; Lavanchy, P.; Scephovic, J.; Troxler, J.; Sieber, E.R., 1999. Comparaison de fromages à pâte dure de type gruyère produits en régions de montagne et de plaine. *Revue suisse d'agriculture*, 31 (1): 17-22.
- Bugaud, C.; Buchin, S.; Hauwuy, A.; Coulon, J.B., 2002. Texture et flaveur du fromage selon la nature du pâturage : cas du fromage d'Abondance. *INRA Productions Animales*, 15 (1): 31-36. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3873/40062/version/1/file/Prod_Anim_2002_15_1_03.pdf
- Bürgi, M.; Silbernagel, J.; Wu, J.; Kienast, F., 2015. Linking ecosystem services with landscape history. *Landscape Ecology*, 30: 11-20.

Buttler, A., 2014. Grasslands in silvopastoral mountain ecosystems. In: Mariotte, P.; Kardol, P., eds. *Grassland biodiversity and conservation in a changing world*. United Kingdom: Nova Science Publ., 187-218.

Buttler, A.; Gavazov, K.; Peringer, A.; Siehoff, S.; Mariotte, P.; Wettstein, J.-B.; Chételat, J.; Huber, R.; Gillet, F.; Spiegelberger, T., 2012. Conservation des pâturages boisés du Jura: défis climatiques et agro-politiques. *Recherche Agronomique Suisse*, 3: 346-353.

Calabrese, C.; Mann, S.; Dumondel, M., 2014. Alpine farming in Switzerland: Discerning a lifestyle-driven labor supply. *Review of Social Economy*, 72: 137-156.

Carrère, P.; Dumont, B.; Cordonnier, S.; Orth, D.; Teyssonneyre, F.; Petit, M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ? *Actes du colloque INRA-ENITAC Agriculture et produits alimentaires de montagne*. ENITAC, 41-46.

Carrère, P.; Seytre, L.; Piquet, M.; Landrieaux, J.; Riviere, J.; Chabalier, C.; Orth, D., 2012. Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif Central combinant des approches agronomiques et écologiques. *Fourrages*, (209): 9-21. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1868>

Chabrat-Michel, S., 2015. *Impact des conditions territoriales de la mise en place et la mise en place des démarches collectives de valorisation de la viande en moyenne montagne*,. Thèse de doctorat (Géographie). Université Blaise-Pascal, Clermont-Ferrand. 370 p.

Collomb, M.; Bütikofer, U.; Sieber, R.; Jeangros, B.; Bosset, J.-O., 2002. Correlation between fatty acids in cows' milk fat produced in the Lowlands, Mountains and Highlands of Switzerland and botanical composition of the fodder. *International Dairy Journal*, 12: 661-666.

Coppa, M.; Ferlay, A.; Chassaing, C.; Agabriel, C.; Glasser, F.; Chilliard, Y.; Borreani, G.; Barcarolo, R.; Baars, T.; Kutsche, D.; Harstad, O.M.; Verbič, J.; Golecký, J.; Martin, B., 2013. Prediction of bulk milk fatty acid composition based on farming practices collected through on-farm surveys. *Journal of Dairy Science*, 96 (7): 4197-4211. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2012-6379>

Coppa, M.; Ferlay, A.; Monsallier, F.; Verdier-Metz, I.; Pradel, P.; Didienne, R.; Farruggia, A.; Montel, M.C.; Martin, B., 2011. Milk fatty acid composition and cheese texture and appearance from cows fed hay or different grazing systems on upland pastures. *Journal of Dairy Science*, 94 (3): 1132-1145. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2010-3510>

Dervillé, M., 2012. *Territorialisation du secteur laitier et régimes de concurrence, le cas des montagnes françaises et leur adaptation à l'après-quota*. Sciences Economiques et Sociales, AgroParisTech, Paris.

Dewhurst, R.J.; Shingfield, K.J.; Lee, M.R.F.; Scollan, N.D., 2006. Increasing the concentrations of beneficial polyunsaturated fatty acids in milk produced by dairy cows in high-forage systems. *Animal Feed Science and Technology*, 131 (3-4): 168-206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2006.04.016>

Dumont, B.; Carrère, P.; Ginane, C.; Farruggia, A.; Lanore, L.; Tardif, A.; Decuq, F.; Darsonville, O.; Louault, F., 2011. Plant-herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology*, 12 (3): 187-194. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2011.02.011>

Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>

Dumont, B.; Rossignol, N.; Loucougaray, G.; Carrère, P.; Chadœuf, J.; Fleurance, G.; Bonis, A.F., A.; Gaucherand, S.; Ginane, C.; Louault, F.; Marion, B.; Mesleard, F.; Yavercovski, N., 2012. When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153: 50-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.003>

- Farruggia, A.; Dumont, B.; Scohier, A.; Leroy, T.; Pradel, P.; Garel, J.P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67 (1): 136-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>
- Farruggia, A.; Pomies, D.; Coppa, M.; Ferlay, A.; Verdier-Metz, I.; Le Morvan, A.; Bethier, A.; Pompanon, F.; Troquier, O.; Martin, B., 2014. Animal performances, pasture biodiversity and dairy product quality: How it works in contrasted mountain grazing systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 185: 231-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.001>
- Ferlay, A.; Martin, B.; Pradel, P.; Coulon, J.B.; Chilliard, Y., 2006. Influence of grass-based diets on milk fatty acid composition and milk lipolytic system in Tarentaise and Montbeliarde cow breeds. *Journal of Dairy Science*, 89 (10): 4026-41. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72446-8](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72446-8)
- Ferrez, Y., 2007. Contribution à l'étude phytosociologique des prairies mésophiles de Franche-Comté. *Les Nouvelles Archives de la Flore jurassienne*, 5: 59-151. <http://www.conservatoire-botanique-fc.org/doc-cbnfc-ori/flore-franche-comte-jura-doubs/connaissance-1/49-contribution-a-l-etude-phytosociologique-des-prairies-mesophiles-de-franche-comte?path=connaissance-1>
- Fischer, M.; von Felten, S.; Lauber, S., 2012. Surface fourragère dans l'exploitation agricole de base - Paramètre clé de la demande d'estivage. *Recherche Agronomique Suisse*, 3: 194-201.
- Gellrich, M.; Baur, P.; Koch, B.; Zimmermann, N., 2007. Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: a spatially explicit economic analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118: 93-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>
- Gigon, A., 2015. De retour depuis 20 ans, le loup échauffe les esprits. *Swissinfo*, (19 août). <http://www.swissinfo.ch/fre/a-prot%C3%A9ger-ou-%C3%A0-abattre-de-retour-depuis-20-ans-le-loup-%C3%A9chauffe-les-esprits/41582522>
- Gillet, F.; Mauchamp, L.; Badot, P.M.; Mouly, A., 2016. Recent changes in mountain grasslands: a vegetation resampling study. *Ecology and Evolution*. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1987>
- Graulet, B.; Piquet, M.; Duriot, B.; Pradel, P.; Hulin, S.; Cornu, A.; Portelli, J.; Martin, B.; Farruggia, A., 2012. Variations des teneurs en micronutriments de l'herbe de prairies de moyenne montagne et transfert au lait. *Fourrages*, 209: 59-68. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1873>
- Herzog, F.; Oehen, B.; Raaflaub, M.; Szerencsits, E., 2014. Pourquoi l'économie alpestre n'existe pas: tentative de description. In: Lauber, S.; Herzog, F.; Seidl, I.; Böni, R.; Bürgi, M.; Gmür, P.; Hofer, G.; Mann, S.; Raaflaub, M.; Schick, M.; Schneider, M.; Wunderli, R., eds. *Avenir de l'économie alpestre suisse, Faits, analyses et pistes de réflexion du programme de recherche AlpFUTUR*. Birmensdorf, Institut fédéral de recherche WSL; Zürich-Reckenholz, Station de recherche Agroscope, 19-35.
- Homburger, H.; Hofer, G., 2012. Diversity change of mountain hay meadows in the Swiss Alps. *Basic and Applied Ecology*, 13 (2): 132-138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2011.12.004>
- Homburger, H.; Schneider, M.; Scherer-Lorenzen, M.; Lüscher, A., 2013. Grazing intensity and ecosystem services in subalpine pastures. *Grassland Science in Europe*, 18: 436-438.
- Jeangros, B., 1993. Prairies permanentes en montagne. I. Effets de la fréquence des coupes et de la fertilisation azotée sur la composition botanique. *Revue suisse d'agriculture*, 25: 345-360.
- Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., 2011. Stratégie d'élévation des coûts des concurrents pour préserver un système productif agro-alimentaire. *Revue d'économie industrielle*, (135): 115-132. <http://dx.doi.org/10.4000/rei.5139>

Junge, X.; Hunziker, M., 2013. Les fonctions de l'économie alpestre jugées par la population. *Recherche Agronomique Suisse*, 4: 272-279.

Laurent, G., 2014. *L'Aubrac : un modèle agricole à renouveler*. Université Lyon 2, 37 p.

Leiber, F.; Kreuzer, M.; Nigg, D.; Wettstein, H.-R.; Leo Scheeder, M.R., 2005. A study on the causes for the elevated n-3 fatty acids in cows' milk of alpine origin. *Lipids*, 40 (2): 191-202. <http://dx.doi.org/10.1007/s11745-005-1375-3>

Loiseau, P.; Louault, F.; L'Homme, G., 1998. Gestion des écosystèmes pâturés en situations extensives : apports de l'écologie fonctionnelle et perspectives de recherches appliquées en moyenne montagne humide. *Annales De Zootechnie*, 47 (5-6): 395-406. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00889740>

Loiseau, P.; Martin-Rosset, W.; Merle, G., 1988. Evolution à long terme d'une lande de montagne pâturée par des bovins et des chevaux. I.-Conditions expérimentales et évolution botanique. *Agronomie*, 8 (10): 873-880. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00885056>

Louault, F.; Pillar, V.D.; Aufrère, J.; Garnier, E.; Soussana, J.F., 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16 (2): 151-160. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x>

Lucas, A.; Hulin, S.; Michel, V.; Agabriel, C.; Chamba, J.F.; Rock, E.; Coulon, J.B., 2006. Relationships between the conditions of milk production and the contents of nutritional constituents in cheese: study under real conditions of production. *Productions Animales*, 19 (1): 15-28. <Go to ISI>://WOS:000238044200002

Mack, G.; Flury, C., 2014. Quel est l'effet des nouvelles contributions d'alpage? *Recherche Agronomique Suisse*, 5: 88-95.

Mann, S.; Calabrese, C., 2014. Un lieu de travail particulier. In: Lauber, S.; Herzog, F.; Seidl, I.; Böni, R.; Bürgi, M.; Gmür, P.; Hofer, G.; Mann, S.; Raaflaub, M.; Schick, M.; Schneider, M.; Wunderli, R., eds. *Avenir de l'économie alpestre suisse. Faits, analyses et pistes de réflexion du programme de recherche AlpFUTUR*. Birmensdorf, Institut fédéral de recherche WSL ; Zürich-Reckenholz, Station de recherche Agroscope, 68-79.

Martin-Rosset, W.; Loiseau, P.; Molénat, G., 1981. Utilisation des pâturages pauvres par le cheval. *Bulletin Technique d'Information*, (362-363): 587-608.

Martin, B.; Hurtaud, C.; Graulet, B.; Ferlay, A.; Chilliard, Y.; Coulon, J.B., 2009. Herbe et qualités nutritionnelles et organoleptiques des produits laitiers. *Fourrages*, (199): 291-310. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1749>

Martin, B.; Verdier-Metz, I.; Buchin, S.; Hurtaud, C.; Coulon, J.B., 2005. How do the nature of forages and pasture diversity influence the sensory quality of dairy livestock products? *Animal Science*, 81: 205-212. <http://dx.doi.org/10.1079/ASC50800205>

Mauchamp, L., 2014. *Biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux en Franche-Comté*. Sciences agricoles, Université de Franche-Comté.

Menard, C.; Duncan, P.; Fleurance, G.; Georges, J.-Y.; Lila, M., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 39 (1): 120-133. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00693.x>

Meusburger, K.; Alewell, C., 2008. Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). *Natural Hazards and Earth System Science*, 8: 509-520.

Michaud, D.; Jeanneaux, P., 2014. Eleveurs et coopératives fruitières de la filière Comté face au changement technologique et économique In: Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., eds. *Repenser l'économie rurale*. Versailles: Quae, 80-93.

Michelat, D.; Vionnet, G.; Giraudoux, P., 2015. Impact des pratiques agricoles sur les communautés d'oiseaux : l'exemple de prairies dans le Haut-Doubs. *Nos Oiseaux*, 62: 67-90.

Miéville-Ott, V.; Barbezat, V., 2005. Perception du pâturage boisé : résultats d'un sondage effectué au Communal de la Sagne NE. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 156: 1-12.

Milchunas, D.G.; Sala, O.E.; Lauenroth, W.K., 1988. A Generalized-Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. *American Naturalist*, 132 (1): 87-106. <http://dx.doi.org/10.1086/284839>

Mollard, A.; Dissart, J.-C.; Vollet, D., 2014. Valorisation des aménités et développement territorial, les cas des PNR. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 20. <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.15286>

Mollard, A.; Rambonilaza, M.; Vollet, D., 2006. Aménités environnementales et rente territoriale sur un marché de services différenciés : le cas du marché des gîtes ruraux labellisés en France. *Revue d'économie politique*, 116 (2): 251-275. <http://dx.doi.org/10.3917/redp.162.0251>

Monnet, J.C.; Berodier, F.; Badot, P.M., 2000. Characterization and Localization of a Cheese Georegion Using Edaphic Criteria (Jura Mountains, France). *Journal of Dairy Science*, 83 (8): 1692-1704. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(00\)75038-7](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(00)75038-7)

Nozière, P.; Graulet, B.; Lucas, A.; Martin, B.; Grolier, P.; Doreau, M., 2006. Carotenoids for ruminants: From forages to dairy products. *Animal Feed Science and Technology*, 131 (3-4): 418-450. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2006.06.018>

OFAG, 2014. *Rapport Agricole 2014*. Berne, Suisse: Office fédéral de l'agriculture (OFAG), 320 p.

Pauthenet, Y.; Roumet, J.P.; Neyroz, A., 1994. Influence de la fertilisation azotée sur la végétation de prairies de fauche en vallée d'Aoste (Italie). *Fourrages*, 139: 375-378. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1179>

Perrier-Cornet, P., 1986. Le massif jurassien. Les paradoxes de la croissance en montagne; eleveurs et marchands solidaires dans un systeme de rente. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (2): 61-132.

Perrier-Cornet, P., 1990. Les filières régionales de qualité dans l'agro-alimentaire. Etude comparative dans le secteur laitier en Franche-Comté, Emilie Romagne et Auvergne. *Économie rurale*: 27-33. http://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1990_num_195_1_4029

Peter, M.; Edwards, P.J.; Jeanneret, P.; Kampmann, D.; Lüscher, A., 2008. Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 125 (1-4): 204-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.002>

Peter, M.; Gigon, A.; Edwards, P.J.L., Andreas, 2009. Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. *Biodiversity and Conservation*, 18 (3): 547-567. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9521-2>





Petit, S.; Fleur, P.; Vansteelant, J.-Y., 2005. *Agriculture, prairies de fauche et environnement dans le Massif Jurassien – Outil de diagnostic et conseil. Guide technique*: PNR Haut-Jura, Guide Technique, 48 p. http://images.parc-haut-jura.fr/upload/fichiers/prairies/_guide_prairies_Haut_Jura.pdf

- Pires, J.A.; Chilliard, Y.; Delavaud, C.; Rouel, J.; Pomies, D.; Blanc, F., 2015. Physiological adaptations and ovarian cyclicity of Holstein and Montbeliarde cows under two low-input production systems. *Animal*, 9 (12): 1986-95. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731115001317>
- Reynaud, A.; Fraisse, D.; Cornu, A.; Farruggia, A.; Pujos-Guillot, E.; Besle, J.M.; Martin, B.; Lamaison, J.L.; Paquet, D.; Doreau, M.; Graulet, B., 2010. Variation in Content and Composition of Phenolic Compounds in Permanent Pastures According to Botanical Variation. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58 (9): 5485-5494. <http://dx.doi.org/10.1021/jf1000293>
- Riedel, S.; Walter, T.; Herzog, F., 2012. Switzerland. In: Oppermann, R.; Beaufoy, G.; Jones, G., eds. *High Nature Value Farming in Europe*. Germany: Verlag regionalkultur, 420-433.
- Rogiers, N.; Conen, F.; Furger, M.; Stockli, R.; Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14 (11): 2613-2625. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01680.x>
- Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf
- Seidl, I.; Böni, R.; Junge, X.; Landolt, G.; Schüpbach, B., 2014. Economie alpestre - plus qu'un objet promotionnel pour la société. In: Lauber, S.; Herzog, F.; Seidl, I.; Böni, R.; Bürgi, M.; Gmür, P.; Hofer, G.; Mann, S.; Raaflaub, M.; Schick, M.; Schneider, M.; Wunderli, R., eds. *Avenir de l'économie alpestre suisse. Faits, analyses et pistes de réflexion du programme de recherche AlpFUTUR*. Birmensdorf, Institut fédéral de recherche WSL ; Zürich-Reckenholz, Station de recherche Agroscope, 136-149.
- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Tasser, E.; Walde, J.; Tappeiner, U.; Teutsch, A.; Noggler, W., 2007. Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118: 115-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.004>
- Tenz, R.; Elmer, R.; Huguenin-Elie, O.; Lüscher, A., 2010. Effets de la fumure sur une pelouse à nard raide. *Recherche Agronomique Suisse*, 1: 176-183.
- Theau, J.P.; Chabalière, C.; Piquet, M.; Cayre, P.; Delmas, B.; Violleau, S.; Farruggia, A., 2012. Construire des outils en partenariat entre Recherche et Développement. Le diagnostic des pratiques fourragères en zone fromagère AOP du Massif Central. *Fourrages*, (209): 69-78. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1874>
- Verdier-Metz, I.; Coulon, J.B.; Pradel, P.; Viallon, C.; Berdagué, J.-L., 1998. Effect of forage conservation (hay or silage) and cow breed on the coagulation properties of milks and on the characteristics of ripened cheeses. *Journal of Dairy Research*, 65 (01): 9-21. <http://dx.doi.org/10.1017/S0022029997002616>
- Verdier-Metz, I.; Martin, B.; Pradel, P.; Albouy, H.; Hulin, S.; Montel, M.-C.; Coulon, J.B., 2005. Effect of grass-silage vs. hay diet on the characteristics of cheese: interactions with the cheese model. *Le Lait*, 85 (6): 469-480. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00895560>
- Vollet, D., 2014. Introduction : les enjeux environnementaux au cœur du développement territorial. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 20). <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.15234>
- Werder, C., 2012. Pertes de moutons durant l'estivage. *Forum Kleinwiederkäuer / Forum petits ruminants*, 2012 (10): 6-10.

Willisch, C., 2014. Protection des troupeaux dans le nord-ouest des Préalpes, 2009-2013. *Forum Kleinwiederkäuer / Forum petits ruminants*, 2014 (1/2): 9-11.

6.3. Des territoires d'élevage, dans des conditions de milieu favorables et des marchés incertains – le cas de l'Irlande

Durant la 2^e moitié du 20^e siècle, comme tous les pays adhérents de longue date à l'Union européenne, l'Irlande a vu son agriculture s'intensifier, gagner en productivité, se concentrer et se spécialiser avec pour corollaire une réduction importante du nombre d'éleveurs, un accroissement important de la surface des exploitations restantes, de la taille des troupeaux et de la productivité par animal (Donnellan *et al.*, 2015). Durant les années fastes de la "Celtic Tiger period", le rôle économique du secteur agricole et agro-alimentaire, bien qu'encore important (6,3% du PIB en valeurs, et 7,2% des emplois) en regard d'autres pays européens, a diminué avec une réduction de sa contribution au PIB et une baisse significative de son rôle en matière d'emplois (Hynes and Hennessy, 2012). Mais après ces années de développement économique euphorique, grâce au boom du secteur tertiaire et de l'immobilier, bien soutenu par un système fiscal attractif, un système bancaire généreux et une politique européenne très favorable, l'Irlande a connu en 2008, une crise économique et financière violente (Richard, 2014).

Révolution irlandaise	République d'Irlande	Adhésion CEE	Instauration Quotas laitiers	Violente crise économique	Abandon Quotas laitiers
1921	1948	1973 	1984 	2008 	2015 
Un pays en voie de développement		Développement rural accéléré ...		Chute du Celtic Tiger	Food Harvest 2020
Intensification - Concentration - Spécialisation					
Producteurs	89000	60000	19500	17500	
Lait / vache	2400	3500	4700	5200	
Vaches / exploitation	15	25	56	64	



Contexte

Face à cette situation catastrophique, et tirant les leçons du passé, le gouvernement irlandais a décidé, sous la contrainte des bailleurs internationaux, la mise en place d'un plan d'actions très sévère (hausse de la fiscalité, réduction des dépenses publiques) et d'une stratégie de reconquête économique basée sur ses atouts, compétences et richesses naturelles (« back to the roots »). C'est ainsi que l'agriculture, et plus spécialement l'élevage, a été propulsé secteur d'avenir pour l'économie irlandaise, avec des ambitions de croissance destinée à l'exportation impressionnantes. Le document « Food Harvest 2020 » rédigé par un groupe d'experts issus de l'ensemble des filières agricoles et agroalimentaires irlandaises (Department of Agriculture Fisheries and Food, 2010) fait l'objet d'un consensus national fort et sert désormais de référence fédératrice dont les objectifs et leur réalisation sont évalués chaque année (Department of Agriculture Fisheries and Food, 2014). L'élevage de ruminants (bovins et ovins), et surtout la production bovine laitière, tient une place de choix dans cette

reconquête économique. Il s'agit, selon le rapport « Food Harvest 2020 », d'augmenter la production laitière de 50% en volume et la production viande bovine et ovine de 20% en valeurs entre 2010 et 2020. Bien que leur rôle économique soit faible, même les filières porcines et avicoles sont concernées par ces ambitieux challenges, avec un objectif de +50% et +10% en valeurs respectivement.

Des services économiques basés sur l'exportation

Compte tenu de l'étroitesse du marché intérieur irlandais (4,7 millions d'habitants), l'essentiel de ces productions animales est destiné à l'exportation sur un marché mondial caractérisé par de fortes fluctuations de prix et une concurrence sévère. A ce jour, 80 à 90% de la production issue de l'élevage des ruminants (lait, viande) sont exportés et ce secteur représente en euros en 2014, 55% des exportations agricoles et agroalimentaires (Bord Bia, 2014). L'Irlande compte bien participer à la satisfaction de la demande alimentaire mondiale croissante et faire profiter son économie de cette tendance lourde et favorable à long terme. L'abolition des quotas laitiers en 2015 est ainsi considérée comme une formidable opportunité de développement du secteur laitier et au-delà, de toute l'économie irlandaise. Cette libéralisation des marchés laitiers en Europe crée une ambiance euphorique dans l'ensemble de la filière laitière, malgré les risques connus et assumés de fortes tensions sur les prix et la conquête de marchés nouveaux.

Bénéficiant d'un climat favorable, caractérisé par des températures douces, et une pluviométrie annuelle élevée et bien répartie, l'Irlande est un pays vert où l'herbe domine (92% de la SAU). Cette matière ¹ère renouvelable, dont l'état de valorisation actuelle laisse entrevoir des gains de productivité importants (Horan and McCarthy, 2015 ; Teagasc, 2013) constitue la richesse naturelle du pays sur laquelle le développement de l'élevage de ruminants irlandais va reposer (Institut de l'Elevage, 2013). Les études économiques à l'échelle de l'exploitation (Ramsbottom *et al.*, 2015 ; Shalloo, 2009) ou de l'ensemble de la filière laitière (Geary *et al.*, 2014) confirment l'intérêt pour l'élevage irlandais et son économie de promouvoir son expansion à partir des systèmes basés sur l'herbe, surtout pâturée, et à faibles intrants. La même démarche en faveur d'un développement basé sur les systèmes herbagers est développée en élevage allaitant bovin et ovin. L'élevage irlandais s'affiche clairement dans un mouvement de « Sustainable Expansion ». L'analyse réalisée par les filières (Teagasc, 2013) en vue d'assurer le développement de l'élevage est basée sur 3 leviers essentiels (Intensification – Expansion - Resource efficiency), à savoir la création de nouveaux élevages, surtout laitiers, pour partie par reconversion d'élevages bovins allaitants, l'augmentation du nombre de vaches et de brebis et l'augmentation de la productivité par hectare et enfin dans une moindre mesure, du lait par vache.

La mission dévolue à l'élevage irlandais de ruminants est ainsi de contribuer à rétablir la situation de l'économie globale du pays, grâce à l'augmentation des exportations et la conquête de nouveaux marchés. Il s'agira pour cela de créer des emplois dans la production et la transformation, d'être attractif pour les jeunes, et donner envie grâce notamment à l'amélioration du niveau de formation en agriculture. Mais il faudra aussi, limiter les atteintes à l'environnement, voir même améliorer le bilan afin de pouvoir s'appuyer sur l'image positive d'une "green smart growing agriculture" grâce surtout aux surfaces en prairies bien valorisées ou à l'inverse plus extensives. Au-delà de l'image favorable qu'il véhicule, le système de production irlandais basé sur le pâturage, permet de produire un lait (et dans une moindre mesure, une viande) qui se caractérise par une composition en acides gras spécifique des rations à base d'herbe verte (Couvreur *et al.*, 2006), réputée plus favorable à la santé humaine. La teneur en acides gras saturés est inférieure à 70%, une teneur en acide linoléique conjugué cis-9, trans-11 et en acide linoléique élevée (Palladino *et al.*, 2009), confèrent au lait irlandais des caractéristiques nutritionnelles et technologiques (notamment sa tartinabilité) intéressantes.

Des efforts de communication considérables sont mis en œuvre afin de sensibiliser les éleveurs, les citoyens et le monde à cette ambition nationale. Les premières études d'impact à mi-parcours tendent à donner raison à cette ambition, même si tout n'est pas aussi flamboyant que le laisse penser les campagnes de communication. (Origin Green – Bord Bia)

Bénéficiant de cours mondiaux très favorables -jusqu'en 2015-, la production primaire de lait et de viande bovine a, selon le rapport d'étape du DAFPM 2014 (Department of Agriculture Fisheries and Food, 2014) augmenté en 2013 de 40% (en valeurs) par rapport à l'année de référence 2009. Les exportations de produits agricoles et

agroalimentaires sont dans le même temps, passées de 8,3 à 10,3 milliards d'euros. Très dépendante des cours mondiaux, la situation s'avère être moins brillante en 2015-2016 malgré la sortie des quotas et l'augmentation des volumes de lait produits. Ce d'autant plus que les produits laitiers irlandais sont des mix produits classiques (beurre, poudre de lait, cheddar...), très concurrentiels sur le marché mondial (Institut de l'Élevage, 2013). D'autre part, l'Irlande ne dispose pas de produits laitiers de type IGP ou AOP, à forte valeur ajoutée, qui permettrait de la démarquer sur un marché européen haut de gamme.

L'analyse prospective de la répartition géographique des bénéfices promis par le projet "Food Harvest 2020" montre clairement que cette redistribution ne sera pas homogène, ni en terme d'emplois, ni en terme d'euros. Globalement, les régions déjà les plus riches devraient mieux profiter de cette amélioration (Carey and O'Donoghue, 2013). Le secteur laitier devrait bénéficier du plus de retombées positives en matière d'emplois directs et indirects. Mais, là encore, tout dépendra des cours mondiaux et de leur évolution (Miller *et al.*, 2014). Une enquête nationale auprès des éleveurs laitiers (O'Donnell *et al.*, 2011) confirme leur confiance en l'avenir et leur vouloir "produire plus", tout en étant bien conscient des limites, notamment celles associées au prix du lait, à la disponibilité de surfaces agricoles, et la possibilité d'avoir ou pas un successeur.

Des atouts environnementaux soumis aux risques de l'intensification

La faible disponibilité et mobilité des terres (Institut de l'Élevage, 2013) combinée au risque accru de la concurrence à l'agrandissement font que le développement des productions animales repose surtout sur l'augmentation des cheptels et du chargement. Avec des risques d'atteintes à l'environnement connus et débattus (Carey and O'Donoghue, 2013). Les trois éléments essentiels qui concerne l'Irlande sont les fertilisants avec l'azote (et surtout le lessivage des nitrates – NO_3) et dans une moindre mesure le phosphore, les émissions de GES (CH_4 et N_2O) et enfin la protection des paysages et de la biodiversité.

Avec une agriculture basée surtout sur la valorisation des prairies, l'Irlande dispose de très sérieux atouts (O'Mara, 2012). Les surfaces en herbe importantes et les conditions de croissance de l'herbe, la qualité de l'eau et son maintien contrôlé font que l'Irlande bénéficie de la dérogation à la directive "Nitrates"¹⁰ (250 kg N organique par ha si au moins 80% de la SAU de l'exploitation est en prairies permanentes). Cette dérogation lui a été de nouveau accordée en 2015, ce qui est perçu comme un succès et surtout est indispensable au développement du secteur laitier. Les objectifs d'augmentation du chargement permis par la disparition des quotas laitiers vont cependant devoir intégrer les risques associés d'augmentation de pertes d'azote par lessivage (Vertès *et al.*, 2008). Les recommandations en matière de fertilisation azotée consécutives à l'application de la directive « Nitrates » ont abouti à une réduction des intrants d'azote minéral et ont ainsi permis de réduire les excédents du bilan apparent (Mihailescu *et al.*, 2014). Des stratégies particulières, basées sur des



entrées d'azote par hectare identiques malgré l'augmentation du chargement, aboutissent à une amélioration de l'efficacité de l'azote à l'échelle du système qui permet de limiter ces risques de lessivage accru (McCarthy *et al.*, 2015). L'introduction du trèfle blanc, qui d'après les 1^{ers} résultats expérimentaux semble parfaitement adapté au contexte irlandais (Hennessy *et al.*, 2015), devrait permettre des gains de productivité sans avoir recours à plus de fertilisation azotée minérale.

Au-delà de l'azote, le phosphore est également un élément à risques, notamment pour son rôle dans l'eutrophisation des eaux de surfaces (lacs et rivières), qui fait l'objet depuis 1996 d'une réglementation basée sur le principe de l'équilibre de la fertilisation. Si à l'échelle nationale, la réduction des apports de P minéral est

¹⁰ Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*. 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

effective, les bilans apparents reflètent une importante variabilité entre exploitations et des marges de progrès substantiels, notamment dans l'utilisation des engrais organiques (Ruane *et al.*, 2014). Même si globalement, les exploitations laitières irlandaises présentent des bilans apparents sur le phosphore excellents (Buckley *et al.*, 2013) l'évaluation et la prise en compte de la sensibilité du milieu pourraient justifier des recommandations et régulations spécifiques (Richards *et al.*, 2009 ; Wall *et al.*, 2012) qui limiteraient localement les possibilités d'expansion *via* le chargement.

Les prairies qui sont le support des systèmes d'élevage irlandais productifs sont majoritairement des prairies utilisées de manière intensive avec une prédominance du ray-grass anglais, de la houlque (*Holcus lanatus*), et pour les dicotylédones du trèfle blanc, du pissenlit (*Taraxacum* spp.) et des rumex (Sheridan *et al.*, 2011; Sullivan *et al.*, 2010). La prévalence des prairies les plus intensives, dominées à plus de 70% par le ray-grass, est la marque des systèmes laitiers irlandais que ceux-ci soient spécialisés ou mixtes (Sheridan *et al.*, 2011). Ces assemblages d'espèces se développent sur des sols qui ont une teneur en matière organique élevée ce qui élimine les espèces moins compétitives et contribuent ainsi à un appauvrissement marqué de la flore. Ainsi c'est dans les systèmes laitiers que l'on trouve les prairies les plus pauvres en espèces végétales, et dans lesquelles les assemblages d'insectes sont également les plus pauvres (McMahon *et al.*, 2010 ; Sullivan *et al.*, 2010) ; il a d'ailleurs été établi une corrélation négative entre la teneur en azote du sol et la richesse spécifique des communautés d'insectes hors Diptères (McMahon *et al.*, 2010). Des communautés végétales qui étaient communes dans les zones de plaine herbagère dans les années 1960 ont aujourd'hui disparu de la plupart de celles-ci (Sullivan *et al.*, 2010). Ce constat est aggravé par la très faible abondance des habitats d'intérêt communautaire (au sens des zones Natura 2000) dans les territoires dominés par l'élevage intensif. Dans le comté de Galway à l'ouest de l'Irlande, moins de 3% des parcelles des systèmes laitiers sont des prairies humides caractérisées par la présence de *Cirsium palustre*, *Filipendula ulmaria* et *Galium palustre* (Sullivan *et al.*, 2010) ; ce chiffre atteint 20% si on considère l'ensemble des systèmes présents sur la zone d'étude, ce qui confirme la meilleure valeur d'habitat des systèmes allaitants (McMahon *et al.*, 2010 ; Sheridan *et al.*, 2011).



Quant à la biodiversité encore présente dans certains systèmes herbagers irlandais, des opportunités favorables à sa conservation existent, en particulier en préservant la mosaïque d'habitats qui les constitue. D'une part, il existe toute une gradation de niveaux de fertilité des sols et de richesse floristique dans ces systèmes, avec de nombreuses prairies ayant des niveaux de fertilité des sols intermédiaires. Ces prairies ont des richesses floristiques plus élevées que les prairies plus fertiles, et même si leur intérêt patrimonial reste faible elles offrent des possibilités de restauration écologique du fait d'une intensification plus récente (Sullivan *et al.*, 2010). Par ailleurs, les infrastructures paysagères (haies, murets, alignements d'arbres et bandes enherbées) sont plus abondantes en Irlande que dans nombre de pays européens, et cela y compris dans les zones d'élevage intensif (Purvis *et al.*, 2008). Au sud-est de l'Irlande, les habitats semi-naturels (prairies semi-naturelles et infrastructures paysagères) couvrent encore 14% de la surface exploitée par l'élevage, soit le double des surfaces de compensation écologique préconisées pour les éleveurs suisses, et une valeur bien au-dessus de celles rapportées dans les principaux systèmes herbagers intensifs européens (Sheridan *et al.*, 2011). Le rôle de réservoir et de corridor écologique de ces zones est bien documenté (*cf.* chapitre 4.5), et même si elles ont reculé de 17% en un siècle au sud-est de l'Irlande, les infrastructures de bord de parcelles (88% de haies) y restent quatre fois plus nombreuses qu'au Royaume-Uni (11,4 vs 2,9 km.km⁻²).

Les habitats semi-naturels sont donc encore bien présents en Irlande, même s'ils sont en régression dans les zones intensives d'élevage. Leur préservation représente ainsi un enjeu de conservation majeur. L'abondance et la richesse spécifique des oiseaux observés en bord de parcelle sont plus élevées dans les systèmes laitiers que dans les systèmes allaitants irlandais (McMahon *et al.*, 2010). Une comparaison des systèmes laitiers irlandais en Agriculture Biologique et en conventionnel (centre et sud de l'Irlande) a mis en évidence que les prairies des systèmes en agriculture biologique étaient plus fleuries (en particulier du fait de la plus forte abondance du trèfle) et qu'elles attiraient ainsi un plus grand nombre d'abeilles et de bourdons, et un cortège plus diversifiés de bourdons et de syrphes (Power and Stout, 2011). Ainsi la préservation des infrastructures paysagères et des bandes fleuries représentent-elles de réelles opportunités pour accroître les niveaux de biodiversité présents dans les territoires d'élevage.

La réduction des émissions de GES (engagement de -20% par rapport à 2005) risque d'être plus problématique (Hynes and Hennessy, 2012). L'agriculture irlandaise est responsable de 32% des émissions totales du pays (pour un total évalué à 57,5 Mt eqCO₂), part notablement plus élevée que dans les autres pays européens, et la part de l'élevage en est conséquente. Sachant le risque avéré d'une faible augmentation des émissions associées à l'augmentation du cheptel de vaches laitières (Schulte *et al.*, 2014), l'Irlande fait valoir qu'elle a déjà bien réduit ses émissions depuis 1990, que ses prairies jouent un rôle de séquestration de C important, escompte une baisse de son cheptel allaitant, une amélioration de l'efficacité de la fertilisation azotée (Farrelly *et al.*, 2014) et enfin que ses systèmes de production à bas intrants permettent de produire déjà avec de faibles niveaux d'émissions exprimé par kg produit (... donc qu'il vaut mieux pour le futur stimuler le développement de ce type de système d'élevage) (Hynes and Hennessy, 2012).

L'élevage de ruminants irlandais valorise les prairies, qui constituent l'essentiel de son territoire agricole. Au-delà de son rôle économique important, notamment à l'exportation, l'élevage restera perçu comme un atout environnemental positif, dans la mesure où il ne dégrade pas l'état actuel de son territoire, assure d'autres services que la production alimentaire et satisfait aux exigences européennes (Howley *et al.*, 2014). Il pourrait même jouer un rôle majeur dans la conquête de nouveaux marchés internationaux devenus plus exigeants sur la qualité des produits et aussi la façon de produire.

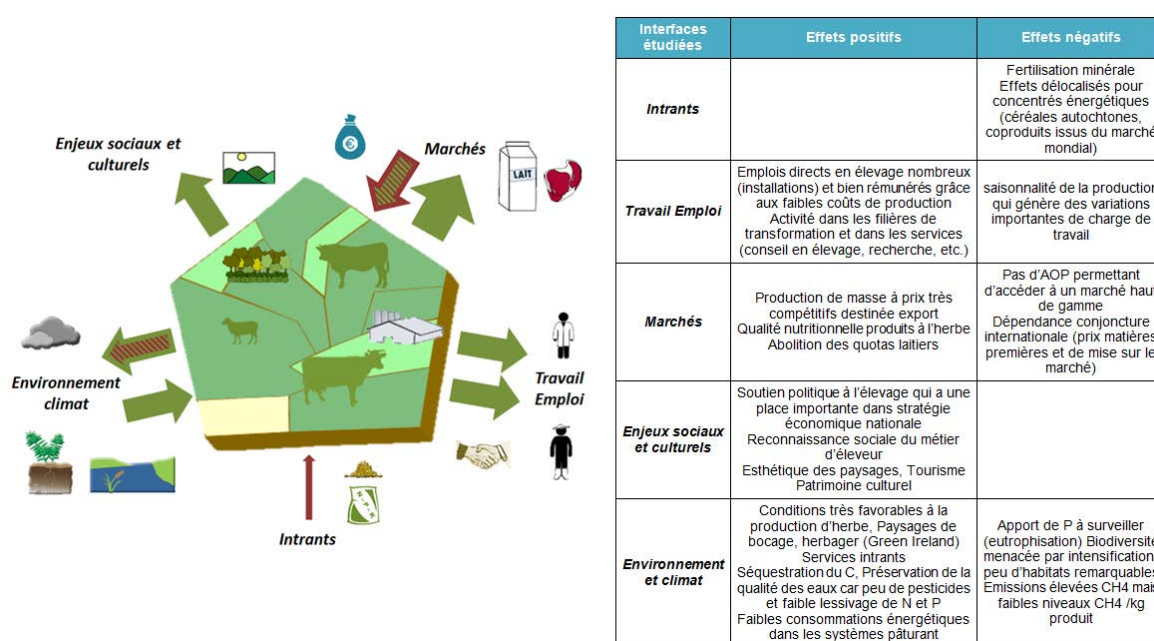


Figure 6.3.1... Schéma du bouquet de service fourni par l'élevage Irlandais

Références bibliographiques

Bord Bia, 2014. *Performances and prospects 2014-2015. Growing the success of Irish food and horticulture*: Irish Food Board, 38 p. <http://www.bordbia.ie/industry/manufacturers/insight/publications/MarketReviews/Pages/ExportPerformanceandProspects2015.aspx>

Buckley, C.; Murphy, P.; Wall, D., 2013. *Farmgate N and P Balances and Use Efficiencies across Specialist Dairy Farms in the Republic Ireland*: Teagasc, Working Paper 13-WP-RE-02. <http://t-stor.teagasc.ie/handle/11019/677>

Carey, M.; O'Donoghue, C., 2013. *The geographical spread and the economic impact of Food Harvest 2010 – A regional perspective*: Teagasc, REDP Working Paper Series, 1-15. <http://t-stor.teagasc.ie/handle/11019/679>

Couvreux, S.; Hurtaud, C.; Lopez, C.; Delaby, L.; Peyraud, J.L., 2006. The Linear Relationship Between the Proportion of Fresh Grass in the Cow Diet, Milk Fatty Acid Composition, and Butter Properties. *Journal of Dairy Science*, 89 (6): 1956-1969. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72263-9](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72263-9)

Department of Agriculture Fisheries and Food, 2010. *Food Harvest 2020. A vision for Irish agri-food and fisheries*: Department of Agriculture, Fisheries and Food, 57 p. <https://www.agriculture.gov.ie/agri-foodindustry/foodharvest2020/>

Department of Agriculture Fisheries and Food, 2014. *Food Harvest 2020. Milestones for success*: Department of Agriculture, Fisheries and Food, 65 p. <https://www.agriculture.gov.ie/agri-foodindustry/foodharvest2020/>

Donnellan, T.; Hennessy, T.; Thorne, F., 2015. *The end of the quota era. A history of the dairy sector and his futures prospects*. : Teagasc, Agricultural Economics and Farm Surveys Department, (1-84170-616-0), 90 p.

Farrelly, P.; Crosse, S.; O'Donoghue, P.; Whyte, S.; Farrelly, P.; Burns, T.; Byrne, D.; Holmes, O.; Maklin, R.; McKearney, J.J.; Salley, F., 2014. *Food Harvest 2020. Environmental analysis report*: Department of Agriculture, Fisheries and Food, 68 p. <https://www.agriculture.gov.ie/agri-foodindustry/foodharvest2020/>

Geary, U.; Lopez-Villalobos, N.; Garrick, D.J.; Shalloo, L., 2014. Spring calving versus split calving: effects on farm, processor and industry profitability for the Irish dairy industry. *The Journal of Agricultural Science*, 152 (03): 448-463. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859613000397>

Hennessy, D.; Egan, M.; McAuliffe, S.; McCarthy, B., 2015. The benefits of white clover. *Moorepark'15. Irish Dairying, Sustainable expansion*, 38-39. <http://www.teagasc.ie/events/2015/20150701.asp>

Horan, B.; McCarthy, B., 2015. Grazing practices for the new production environment: increasing stocking rate and grass utilization. *Moorepark'15. Irish Dairying, Sustainable expansion*, 36-37. <http://www.teagasc.ie/events/2015/20150701.asp>

Howley, P.; Yadav, L.; Hynes, S.; Donoghue, C.O.; Neill, S.O., 2014. Contrasting the attitudes of farmers and the general public regarding the 'multifunctional' role of the agricultural sector. *Land Use Policy*, 38: 248-256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.11.020>

Hynes, S.; Hennessy, T., 2012. Agriculture, Fisheries and Food in the Irish Economy. *The World Economy*, 35 (10): 1340-1358. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9701.2012.01487.x>

Institut de l'Élevage, 2013. *L'élevage irlandais et ses filières. Quel paysage à l'horizon 2020 ? Dossier Economie de l'Élevage*, 48 p. <http://idele.fr/services/office-for-international-technical-cooperation/publication/idelesolr/recommends/lelevage-irlandais-et-ses-filieres-quel-paysage-a-lhorizon-2020.html>

- McCarthy, J.; Delaby, L.; Hennessy, D.; McCarthy, B.; Ryan, W.; Pierce, K.M.; Brennan, A.; Horan, B., 2015. The effect of stocking rate on soil solution nitrate concentrations beneath a free-draining dairy production system in Ireland. *Journal of Dairy Science*, 98 (6): 4211-4224. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2014-8693>
- McMahon, B.J.; Helden, A.; Anderson, A.; Sheridan, H.; Kinsella, A.; Purvis, G., 2010. Interactions between livestock systems and biodiversity in South-East Ireland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (1-2): 232-238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.008>
- Mihailescu, E.; Murphy, P.N.C.; Ryan, W.; Casey, I.A.; Humphreys, J., 2014. Nitrogen balance and use efficiency on twenty-one intensive grass-based dairy farms in the South of Ireland. *Journal of Agricultural Science*, 152 (5): 843-859. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859614000045>
- Miller, A.C.; Matthews, A.; Donnellan, T.; O'Donoghue, C., 2014. The employment effects of Food Harvest 2020 in Ireland. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 53 (2): 149-169.
- O'Donnell, S.; Horan, B.; Butler, A.M.; Shalloo, L., 2011. A survey of the factors affecting the future intentions of Irish dairy farmers. *The Journal of Agricultural Science*, 149 (05): 647-654. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859611000037>
- O'Mara, F.P., 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany*, 110 (6): 1263-1270. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcs209>
- Palladino, R.A.; O'Donovan, M.; Murphy, J.J.; McEvoy, M.; Callan, J.; Boland, T.M.; Kenny, D.A., 2009. Fatty acid intake and milk fatty acid composition of Holstein dairy cows under different grazing strategies: Herbage mass and daily herbage allowance. *Journal of Dairy Science*, 92 (10): 5212-5223. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2009-2404>
- Power, E.F.; Stout, J.C., 2011. Organic dairy farming: impacts on insect-flower interaction networks and pollination. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 561-569. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01949.x>
- Purvis, G.; Anderson, A.; Baars, J.R.; Bolger, T.; Breen, J.; Connolly, J.; Curry, J.; Doherty, P.; Michael, D.; Finn, J.; Geijzendorffer, I.R.; Helden, A.; Kelly-Quinn, M.; Kennedy, T.; Kirwan, L.; McDonald, J.; McMahon, B.; Mikcshe, D.; Santorum, V.; Schmidt, O.; Sheehan, C.; Sheridan, H., 2008. *Biodiversity monitoring. Functional significance and management for the maintenance and economic utilisation of biodiversity in the intensively farmed landscape*. Wexford: Environmental Protection Agency.
- Ramsbottom, G.; Horan, B.; Berry, D.P.; Roche, J.R., 2015. Factors associated with the financial performance of spring-calving, pasture-based dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 98 (5): 3526-3540. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2014-8516>
- Richard, S., 2014. *La stratégie de sortie de crise en Irlande : Quels résultats ? Quels défis ?* : Fondation Robert Schuman, Question d'Europe, 1-9. <http://www.robert-schuman.eu/fr/questions-d-europe/0329-la-strategie-de-sortie-de-crise-en-irlande-quels-resultats-quels-defis>
- Richards, K.G.; Fenton, O.; Khalili, M.I.; Haria, A.H.; Humphreys, J.; Doody, D.; Moles, R.; Morgan, G.; Jordan, P., 2009. Good water status: The integration of sustainable grassland production and water resources in Ireland. *The Irish journal of agri-environmental research*, 7: 143-160. <http://t-stor.teagasc.ie/handle/11019/200>
- Ruane, E.M.; Treacy, M.; McNamara, K.; Humphreys, J., 2014. Farm-gate phosphorus balances and soil phosphorus concentrations on intensive dairy farms in the south-west of Ireland. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 53 (2): 105-119. <http://www.jstor.org/stable/24369608>

Schulte, R.; Donnellan, T.; Hanrahan, K.; Murphy, P.; O'Donoghue, C.; O'Huallachain, D.; Richards, K.; Ryan, M.; Shortle, G., 2014. *Sustainability impact of scenarios* Teagasc Land use submission to the Food Harvest 2025 consultation, 95-109.

Shalloo, L., 2009. Milk production costs. Can we compete ? . *"Together for tomorrow"*, National dairy Conference. Killarney, Co Kerry: 19/11/2009, 19-38.

Sheridan, H.; McMahon, B.J.; Carnus, T.; Finn, J.A.; Anderson, A.; Helden, A.J.; Kinsella, A.; Purvis, G., 2011. Pastoral farmland habitat diversity in south-east Ireland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 144 (1): 130-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.011>

Sullivan, C.A.; Skeffington, M.S.; Gormally, M.J.; Finn, J.A., 2010. The ecological status of grasslands on lowland farmlands in western Ireland and implications for grassland classification and nature value assessment. *Biological Conservation*, 143 (6): 1529-1539. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.035>

Teagasc, 2013. *Your road maps to better farming 2020*. Teagasc. <https://www.agriland.ie/farming-news/teagasc-launches-its-road-map-for-better-farming-up-to-2020/>

Vertès, F.; Simon, J.C.; Laurent, F.; Besnard, A., 2008. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192: 423-440. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1678>

Wall, D.P.; Murphy, P.N.C.; Melland, A.R.; Mechan, S.; Shine, O.; Buckley, C.; Mellander, P.E.; Shortle, G.; Jordan, P., 2012. Evaluating nutrient source regulations at different scales in five agricultural catchments. *Environmental Science & Policy*, 24: 34-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.007>

6.4. Bouquets de services résultant de territoires en tension du fait d'une forte concentration animale

6.4.1. Introduction

Les territoires en tension du fait d'une forte concentration animale sont caractérisés par une production élevée de produits animaux par ha et une charge élevée en effluents d'élevage au regard des surfaces disponibles pour l'épandage. Au niveau européen la directive Nitrate (91/676/CEE)¹¹ s'applique dans toutes les zones où une augmentation des teneurs en nitrates des eaux souterraines ou superficielles a une origine agricole. Ces zones, dites « zones vulnérables », doivent être cartographiées et font l'objet de programmes d'action encadrés par l'état. Les zones denses d'élevage (Flandre belge, Pays-Bas, Danemark, Allemagne du nord, nord de l'Italie, Grand Ouest de la France, certaines zones de l'Espagne...) sont généralement classées en zones vulnérables, même si ce ne sont pas les seules (par exemple en France le Bassin Parisien et le Nord le sont également et l'Allemagne a politiquement décidé de placer tout son territoire en zone vulnérable). Cette directive limite les épandages d'azote d'origine animale à 170 kg par ha et par an. À partir des années 90 différentes pratiques ont été mises en place pour respecter cette limite avec des stratégies variables selon les pays comme par exemple (i) le traitement des excès d'azote (par exemple en France) (ii) l'exportation d'azote vers des exploitations ou des régions déficitaires, parfois dans le cadre de plan d'épandage collectifs ou de "banques à lisier"(par exemple aux Pays-Bas et en Catalogne) (iii) le développement de stratégies innovantes de valorisation des effluents comme la méthanisation (par exemple en Allemagne et au Danemark) ou la production d'engrais organiques (par exemple au Pays-Bas ou en France), ces différents choix stratégiques étant en grande partie la conséquence des modalités politico-administrative de mise en œuvre de la directive Nitrate dans chaque pays. Une réglementation sur l'épandage de phosphore d'origine animale a également progressivement été mise en place dans certaines régions ou pays, même si certains pays, comme l'Espagne n'en dispose pas encore. Pour illustrer ces situations nous avons retenu trois territoires à forte densité d'élevage différenciés par le contexte (densité et diversité des élevages), la sensibilité des milieux et les choix stratégiques et technologiques mis en œuvre pour la gestion des effluents :

- La Bretagne, un territoire de polyculture-polyélevage avec une forte densité de productions animales et des zones particulièrement sensibles sur le plan environnemental
- L'Allemagne avec la particularité d'un très fort développement de la méthanisation à des fins de production d'énergie renouvelable
- La Catalogne, un territoire marqué par un développement récent et rapide de la production porcine dans un milieu où les surfaces agricoles disponibles pour l'épandage sont limitées

¹¹ Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/ALL/?uri=CELEX%3A31991L0676>

6.4.2. La Bretagne, un territoire de polyculture-polyélevage avec une forte densité de productions animales

Contexte :

L'élevage un secteur clé de l'agriculture bretonne

Pour la région Bretagne, l'agriculture et l'agroalimentaire sont des secteurs très importants sur le plan économique et en termes d'emplois. L'élevage en constitue le secteur dominant : sept exploitations bretonnes sur 10 ont une activité spécialisée dans l'élevage (Agreste Bretagne and Draaf, 2014). Ces productions sont en général réalisées dans le cadre de systèmes d'élevage présentant une productivité élevée par unité de surface et par unité de travail avec un recours important à des intrants en particulier pour l'alimentation des animaux. La SAU représente 62% de la surface totale, soit une valeur un peu plus élevée que la moyenne nationale (54%) mais plus faible que la moyenne du Grand-Ouest (Tableau 6.4.1). Les surfaces toujours en herbe représentent 11,5% de la SAU. Cette valeur est inférieure à la moyenne nationale mais elle sous-estime la surface réellement en herbe du fait de la présence significative de prairies cultivées dans les rotations culturales. Si l'on en tient compte la surface en herbe est de 42,8% de la SAU, soit une valeur identique à la moyenne nationale (43%). Les surfaces en céréales et oléo-protéagineux s'élèvent à 35% de la SAU auxquels viennent s'ajouter environ 19% de maïs ensilage. La contribution à la production nationale de céréales et d'oléo-protéagineux est plus faibles (5%) et conforme à la part de la SAU nationale. La production de maïs ensilage est importante et représente 23% de la production nationale. La Bretagne est aussi la première région légumière française.

Tableau 6.4.1. Utilisation des surfaces en Bretagne et dans de Grand Ouest de la France, en comparaison à la moyenne française. D'après Agreste Bretagne (Agreste Bretagne and Draaf, 2014).

	% de la surface		Répartition de la SAU (%)					
	SAU	Forêt et landes	Céréales+Oléo-Prot	Maïs ensilage	Prairie permanente	Total surfaces en herbe	Surface en Bio.	Vit.,Fruit, Légumes & Pdt
Bretagne	62%	24%	35,1%	19,2%	11,5%	42,8%	2,9%	3,0%
Grand Ouest ¹	68%	16%	32,8%	14,8%	23,8%	47,0%	3,6%	2,1%
France	53%	36%	47,5%	4,9%	31,4%	43,4%	2,9%	3,9%

¹Le grand Ouest regroupe les régions Bretagne, Pays de Loire et Basse Normandie.

Les facteurs historiques de l'évolution de l'élevage

Les facteurs historiques qui ont conduit à cette situation ont évolué au cours du temps. Les grandes étapes sont illustrées à la figure 6.4.1 pour les filières laitière, porcine et avicole (Draaf Bretagne, 2013). La faible taille des exploitations, la forte population rurale au sortir de la guerre 39-45 et la volonté de « travailler au pays » ont favorisé dès les années 60 le développement des élevages « hors-sol » (volailles et porcs) parallèlement à celui de l'élevage laitier (Draaf Bretagne, 2013), souvent sur les mêmes exploitations. L'apparition des quotas laitiers en 1984 a stoppé la dynamique laitière et a contribué à renforcer le développement des céréales, des productions de monogastriques, surtout le porc, et dans une moindre mesure celui des troupeaux allaitants. Les évolutions ultérieures ont été favorisées par des économies d'échelles, l'augmentation de la taille des élevages et leur spécialisation permettant d'améliorer leur efficacité, y compris pour trouver des solutions aux problèmes environnementaux (Gaigné *et al.*, 2012), et leur concentration géographique permettant d'améliorer l'efficacité technique et économique des filières et favorisant également leur développement. L'apogée du développement de la filière avicole a été atteint en 1990, la production ayant régressé par la suite. Pour la filière porcine l'apogée a été atteinte en 1990, la production s'étant ensuite stabilisée (Figure 6.4.1).

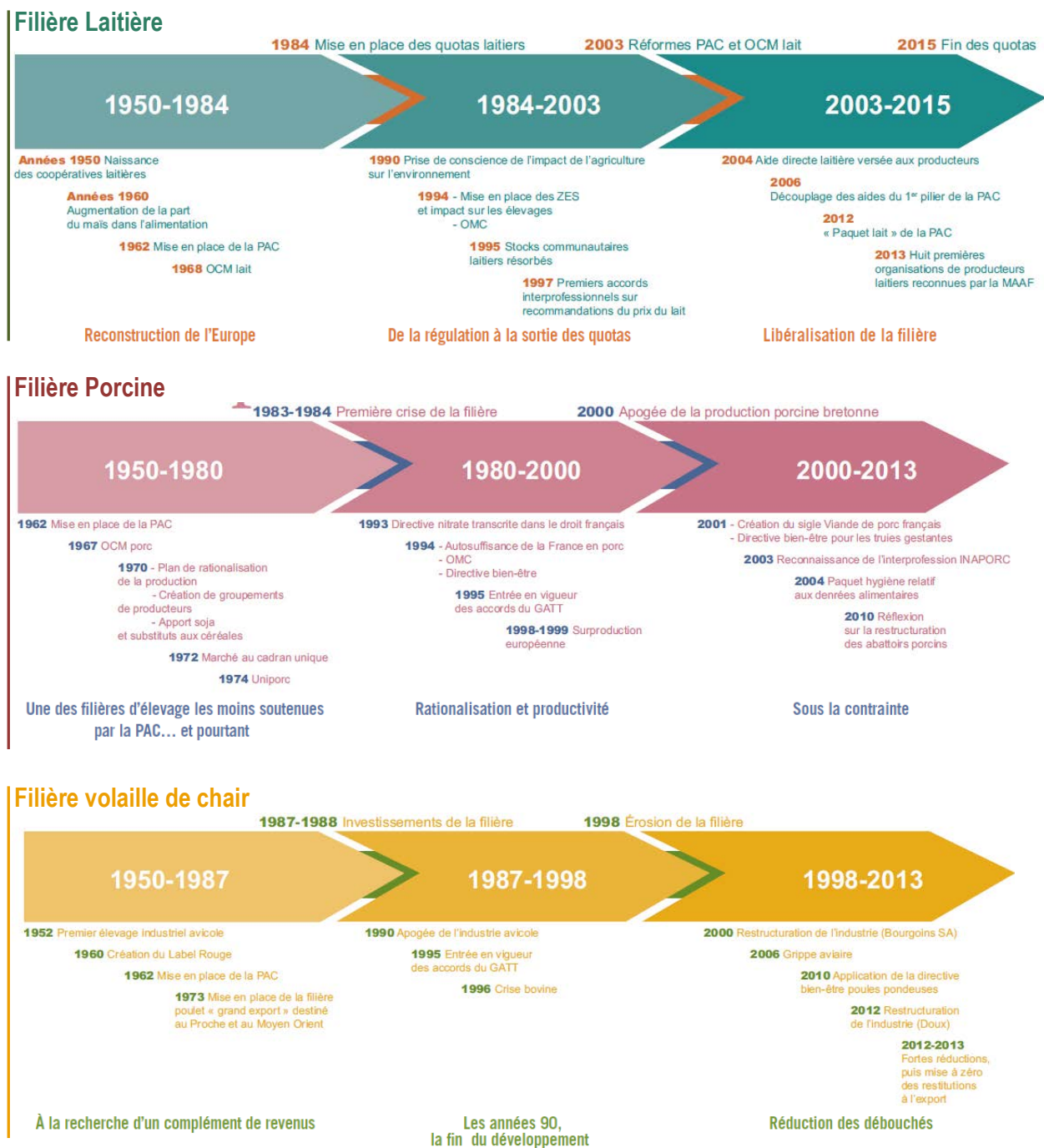


Figure 6.4.1. Les grandes étapes du développement des filières de production de volailles de chair, de lait et de porc en Bretagne (Draaf Bretagne, 2013)

Des filières animales présentes sur tout le territoire

Sur le plan géographique, les différentes productions animales sont présentes sur l'ensemble du territoire avec toutefois quelques nuances et spécialisations locales (Figure 6.4. 2). La production porcine est plus présente dans les côtes d'Armor et le Finistère, la production laitière en Ille et Vilaine et la production avicole dans le Morbihan, et. Par contre, les exploitations se sont de plus en plus spécialisées, 70% d'entre elles étant classées au dernier recensement dans les orientations technico-économiques (Otex) "Bovin lait" (38%) ou "Élevage hors sol" (31%).

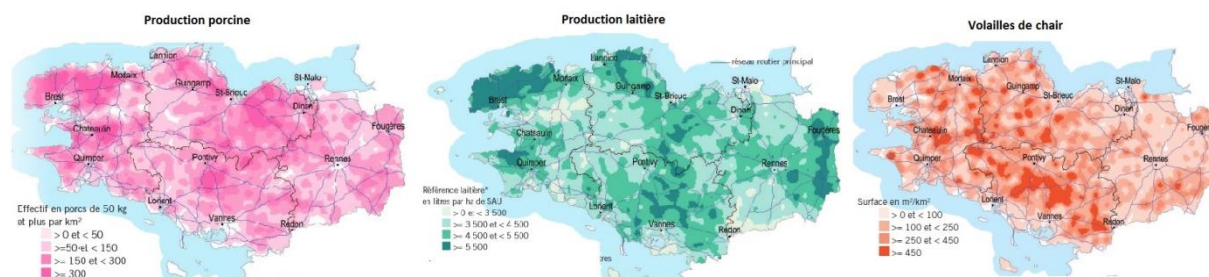


Figure 6.4.2. Densité de production porcine, laitière et avicole en Bretagne, d'après le recensement agricole de 2010 (Draaf Bretagne, 2013)

Un élevage dépendant de l'extérieur pour l'alimentation des animaux

Cette forte densité animale est associée à une forte utilisation d'intrants, en particulier pour l'alimentation des animaux. En 2013 le déficit en matières premières pour l'alimentation animales est estimé à 5,6 millions de tonnes soit un peu plus la totalité de la production régionale qui avoisine de 5 millions de tonnes (Feedsim Avenir, 2015). Les céréales représentent la part principale de ce déficit (40%), suivi du tourteau de soja (18%), du tourteau de colza (14%) des coproduits (10%) et du tourteau de tournesol (7%). En 2013 la Bretagne a ainsi importé environ 1,0 million de tonnes de tourteau de soja dont environ 45% pour les volailles, 35% pour les ruminants et 20% pour les porcs (Feedsim Avenir, 2015). Cette valeur est en baisse de 600 000 tonnes par rapport à 2003, au profit de l'utilisation du tourteau de colza et de tournesol, et d'acides aminés. Sur la base du critère "utilisation de surface" disponible dans la base de données Ecoalim (Ecoalim, 2016)¹² pour les différentes matières premières utilisées en alimentation animale en France (Wilfart *et al.*, 2016) on peut estimer que les matières premières importées correspondent à une SAU d'environ 670 000 ha, soit l'équivalent de 40% de la SAU de la Bretagne qui s'élève à 1,7 million ha. Sur ces 670 000 ha environ 250 000 ha correspondraient à des cultures situées en dehors de l'UE (principalement du soja au Brésil et du tournesol de la région de la Mer Noire).

Encadré – Les spécificités au niveau national de l'élevage dans le Grand-Ouest

- Des élevages de plus en plus spécialisés mais la persistance d'une diversité régionale importante et le maintien de la polyculture-élevage à l'échelle territoriale
- Une production importante de produits animaux par unité de surface et par UTA
- Une forte utilisation d'intrants, en particulier d'aliments pour l'alimentation des animaux
- Une forte pression par ha en termes de rejets d'azote et de phosphore d'origine animale
- Des nuisances et problèmes environnementaux et « perceptibles » (algues vertes, odeurs) ou non (gaz à effet de serre, ammoniac)
- Une forte densité d'élevage qui accentue les risques sanitaires pour les élevages
- Une organisation forte des filières de production et des activités amont et aval développées
- Des questionnements quant à la compétitivité des filières (production et aval) dans un marché international plus ouvert et face à une demande qui évolue vers des produits plus transformés

¹² Ecoalim, 2016. Base de données sur les impacts environnementaux des intrants alimentaires. http://rmtelavagesenvironnement.org/bd_ecoalim.htm

Services d'approvisionnement :

Une contribution majeure à la production de protéines animales au niveau national

En termes de services d'approvisionnements, la principale caractéristique de l'élevage de cette région est sa très forte contribution à l'approvisionnement national en produits animaux et en protéines animales pour l'alimentation humaine. Avec une surface agricole qui représente seulement 5,8% de la SAU nationale, cette région produit en effet 20% du lait, 43% des œufs, 12% de la viande bovine, 55% de la viande porcine et 37% de la viande de volaille, soit 34,6% toutes viandes confondues (Tableau 6.4.2). Au total on peut estimer que cela correspond à environ un tiers de la consommation nationale de protéines animales (poisson non compris).

Tableau 6.4.2. Contribution de la Bretagne et du Grand Ouest (Bretagne, Basse Normandie, Pays de la Loire) à la production nationale de produits animaux, lait, viande et œufs (d'après (Agreste Bretagne and Draaf, 2014))

	SAU (% nat)	Lait de vache (% national)	Viande (% national)				Œufs (% nat)	Céréales+ Oléo-Prot (% nat)
			Bovin	Porc	Volailles	total viandes		
Bretagne	5,8%	20,1%	12,2%	55,0%	36,9%	34,6	43,0%	5,0%
Grand Ouest	18,0%	46,9%	39,9	70,5%	63,8%	56,5	57,3%	23,2%

Des systèmes d'élevages et des produits moins diversifiés que sur le reste du territoire national

Une part significative des élevages de porcs bretons s'inscrit dans différentes filières de qualité et bénéficie d'une labellisation officielle (Comité Régional Porcin., 2013). Le label le plus représenté, mais aussi le moins contraignant, est le label VPF (viande porcine Française) puisque près de 90% des élevages sont certifiés. Le label CCP (Certificat Conformité Produit) constitue le second label le plus représenté avec 46% des élevages certifiés. La certification label rouge qui implique une garantie de qualité supérieure des produits concerne 3% des élevages de la région et avec environ 22% de la production nationale la Bretagne est la première région de production de porc Label Rouge. Sa contribution est cependant plus faible que pour la production totale (55%), ce qui indique qu'en relatif la part de la production label rouge est plus faible en Bretagne que dans le reste de la France. Pour ce qui concerne la production biologique la Bretagne représente environ 16% de la production nationale, en seconde position après la région Pays de la Loire qui est la première région productrice. Ceci ne concerne toutefois qu'une faible proportion de la production puisqu'au niveau national le bio ne représente qu'environ 0,4% de la production française et de l'ordre de 0,15% en Bretagne.

En 2013, la Bretagne a produit 118 000 tonnes de poudre de lait écrémé soit 35,9% de la production française, 89 440 tonnes de beurre soit 26,2% de la production française, 74 000 tonnes de crème conditionnée soit 19% de la production française, 639 millions de litres de lait sous forme de lait liquide conditionné soit 18% de la production française, 226 800 tonnes de fromages (dont 48% de fromage à pâte pressée cuite de type emmental) soit 12,8% de la production française et 91 000 tonnes de desserts lactés et yaourts soit 3,9% de la production française (source CNIEL et Agreste Bretagne). La fabrication de ces différents produits laitiers est en progression sauf pour la poudre de lait et les yaourts. Positionnée au second rang derrière les Pays de la Loire, la Bretagne fournit 23% de la collecte nationale de lait bio en 2012. Les industriels de la région Bretagne ont développé une gamme bio sur quelques produits laitiers : 60% du beurre bio et 42% des crèmes conditionnées bio sont fabriqués en Bretagne. La composition du lait évolue durant l'année en relation avec les changements d'alimentation et en particulier l'augmentation de la part de pâturage pendant le printemps en remplacement de l'ensilage de maïs. Une relation positive a été mise en évidence entre la part d'herbe totale dans la ration (herbe conservée et herbe pâturée) et le pourcentage en C18:3. Le rapport C18:2 / C18:3 diminue avec l'augmentation de la part d'herbe totale dans la ration et atteint des valeurs inférieures à 4 (rapport maximal recommandé par l'ANSES) dès 30% d'herbe dans la ration. Au-delà de 60% d'herbe totale dans la ration et surtout lors de consommation d'herbe pâturée, la teneur en acides gras CLA c9t11 (acide ruménique), bon pour la santé, augmente fortement dans le lait. Enfin, la teneur en acides gras ramifiés qui auraient un effet anti-cancérigène, augmente avec la part d'herbe dans la ration. L'augmentation de la proportion d'herbe fraîche dans le régime alimentaire induit une augmentation linéaire des acides gras insaturés aux dépens des acides gras saturés. Les acides gras C18:1 trans-11, C18:2 cis-9, trans-11, C18:3n-3 augmentent respectivement 0,38, 0,12, 0,05 par 10% d'herbe fraîche supplémentaire et le C16 diminue de 0,69 points (Hurtaud *et al.*, 2010). Ces modifications de la composition des acides gras, et en particulier l'indice de tartinabilité, C16:0 / C18:1, sont responsables de la diminution de la température de fusion finale du beurre et de la diminution de la fermeté en bouche détectée en

analyse sensorielle. La valeur nutritionnelle du beurre est aussi améliorée grâce à une diminution de moitié de l'index d'athérogénécité (Couvreur *et al.*, 2006).

La production de volailles est relativement diversifiée en termes d'espèces. La Bretagne produit respectivement 32%, 42%, 17% et 8% de la production nationale de poulet, de dinde, de canard à rôti et de pintade. Elle produit 44% de la production nationale d'œufs et 23% de la production de lapin. La production de dinde et surtout de poulet pour l'exportation, en particulier vers les pays du Golfe, reste significative malgré d'importantes restructurations liées à l'abandon des restitutions. En 2014 les exportations bretonnes de volailles vers les pays tiers s'élevaient ainsi à 275 millions d'euros, compensant ainsi une part très significative des importations, principalement en provenance de l'UE, pour la consommation nationale, avec au final une balance commerciale positive au niveau national.

Services pour l'environnement :

Des problèmes environnementaux malgré une situation générale qui s'améliore

Le développement des productions animales a été à l'origine, dès la fin des années 1980, de l'apparition de problèmes environnementaux, résultant de la trop forte concentration des élevages et de la proximité d'un littoral particulièrement sensible. Cela a conduit à une certaine remise en cause par la société des modèles intensifs de production, en raison surtout des nuisances « perceptibles » par les citoyens (nitrate, algues vertes, odeurs). Des réglementations visant à réduire l'impact environnemental des élevages sont également apparues, la directive nitrate étant la plus connue (Le Goffe, 2008). La totalité de la région a été placée en zone sensible et environ 52% des cantons (en 2001) en zone d'excédents structurels (ZES) (Gaigné, 2012). Cette situation a conduit à la mise en œuvre de différentes pratiques permettant de réduire dans chaque exploitation la charge azotée d'origine animale en dessous de 170 kgN/ha. Les principales mesures ont dans un premier temps consisté à (i) réduire à la source de l'entrée d'azote par l'alimentation (diminution de la teneur en protéine des aliments), (ii) traiter les déjections pour réduire leur teneur en N (digestion aérobie, compostage), (iii) transférer les effluents vers des cantons hors ZES, (iv) améliorer les pratiques d'épandage pour accroître la surface épandable (enfouissement, atténuation des odeurs) (Gaigné, 2012). Le traitement des déjections et la réduction à la source ont constitué la principale voie de résorption pour la filière porcine (445 stations de traitement) avec dans une moindre mesure l'exportation hors ZES. Pour la filière avicole l'exportation hors zone a été la principale voie de résorption. Les différentes filières de traitement ont également conduit à la production de fertilisants organiques (115 000 tonnes en 2011) commercialisés auprès des arboriculteurs, maraîchers, viticulteurs... La réduction du cheptel de volailles et dans une moindre mesure de bovins (Gaigné, 2012) a également contribué à la réduction de la quantité d'azote organique. En 2014, la prise en compte des nouvelles références de rejets pour les vaches laitières s'est accompagnée d'un accroissement significatif de la contribution des bovins (qui représentent 60% du total) alors que pour les volailles et les porcs la quantité diminuait du fait de la baisse des effectifs (tableau 1). Parallèlement, l'utilisation d'azote minéral a également été réduite avec la mise en place des plans de fertilisation prévisionnels (Gaigné, 2012), Tableau 6.4.3).

Ces différentes évolutions ont conduit à une amélioration de la balance globale azotée dont l'excès est passé de près de 60 kg par ha de SAU en 2001 à 29 kg en 2014. Elles se sont également répercutées sur les teneurs en nitrate des eaux de surface. Après avoir fortement augmenté sur la période 1980-2000 ces teneurs sont en réduction depuis 2000 ; en 2013 seuls quelques points de prélèvement présentaient une teneur supérieure à la référence pour la consommation humaine (Figure 6.4.3). La situation s'est également beaucoup améliorée pour la qualité des eaux douces en termes de risque d'eutrophisation, qui est principalement liée à la teneur en phosphore, puisque en 2013 plus de 95% des sites de prélèvement sont classés "bon" ou "très bon". La situation est moins satisfaisante pour la teneur en matière organique dissoute (COD) puisque seulement 45% des stations se classent en bonne qualité ou très bonne qualité, avec des différences marquées, l'est de la région présentant une situation beaucoup moins favorable que l'ouest (Figure 6.4.4).

Tableau 6.4.3. Bilan en azote de la Bretagne ^a

	2001	2008	2013
Surface agricole utiles (SAU, milliers ha)	1 702	1 661	1 638
Surface potentiellement épandable (SPE, milliers ha)	1 191	1 163	
Nombre de canton en ZES	104 (52%)	90 (44%)	-
Azote organique (milliers t)	226,9	204,3	212,6
dont bovins	121,6	110,8	126,8
dont porcins	61,3	64,4	59,1
dont volailles	39,9	29,1	26,7
Azote organique résorbé (milliers t)	11,5	35,6	28,8
Azote organique net (milliers t)	215,4	168,7	183,8
Azote minéral (millier t)	121	100	97,7
Azote organique net /SPE (kg/ha)	181	145	-
Azote organique net /SAU (kg/ha)	127	102	129
Azote total / SAU (kg/ha)	198	162	171
Exportation par les plantes	237,9	213,6	247,5
Bilan entrée-sortie / SAU (kg/ka)	57,6	33,1	21,0 ^b

^a d'après Gaigné pour les années 2001 et 2008 (Gaigné, 2012) et Agreste pour l'année 2014 (Agreste Bretagne and Draaf, 2014).

^b la valeur du bilan est de 29 kg/ha SAU tient compte de la contribution de la fixation symbiotique de l'azote (Agreste Bretagne and Draaf, 2014)

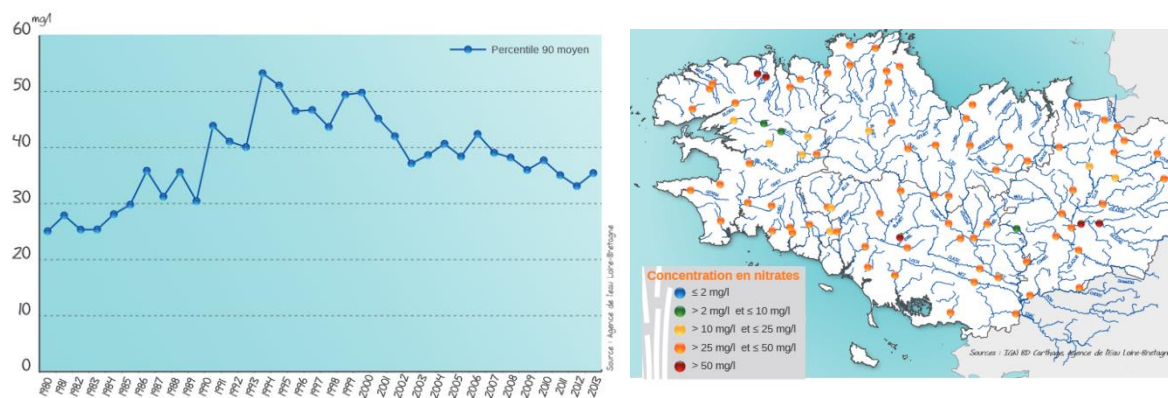


Figure 6.4.3. Évolution de la concentration en nitrate des eaux de surface (percentile 90) entre 1980 et 2013 et répartition géographique des résultats pour l'année 2013 (Dreal, 2014).

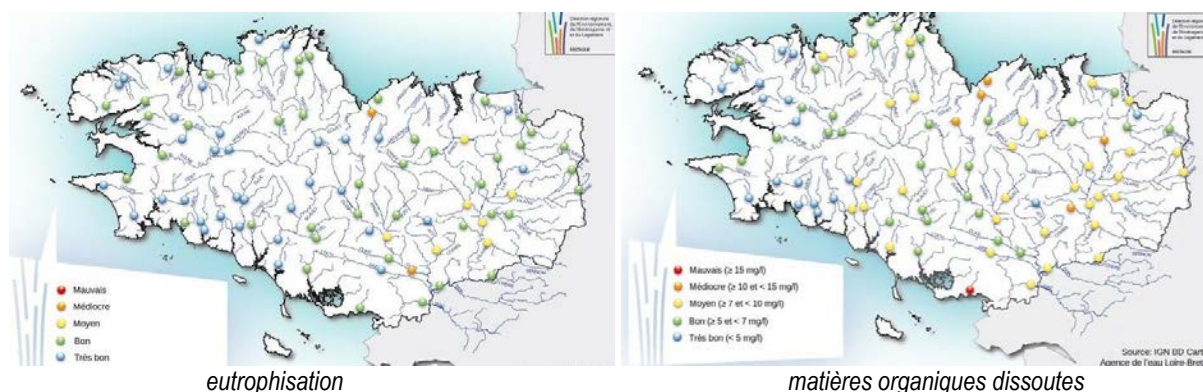


Figure 6.4.4. Évolution de la qualité des eaux de surface pour le risque eutrophisation et la teneur en matières organique dissoute pour l'année 2011 (Dreal, 2014).

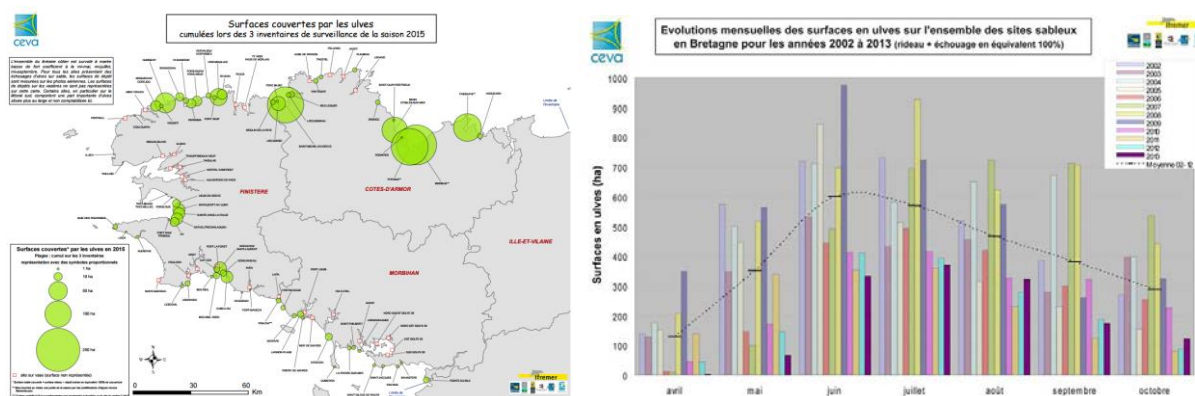


Figure 6.4.5. Cumul des surfaces couvertes par les ulves en 2015 pour les zones touchées et évolution au cours de l'année et entre les années (Dreal, 2014).

Des problèmes qui persistent dans des zones plus sensibles

Malgré ces progrès significatifs, le constat peut cependant toujours être fait aujourd'hui de la persistance d'une image dégradée des productions animales intensives (surtout porcines et avicoles). Cette situation s'explique en grande partie par la persistance de zones d'échouages significatifs d'algues vertes localisées (figure 4) qui s'expliquent par l'existence d'une masse d'eau côtière de faible profondeur et peu turbide sur une large étendue, un confinement hydrodynamique de cette masse d'eau côtière et l'arrivée d'un flux significatif d'azote apporté par les cours d'eau (Menesguen, 2003). La majorité de ces échouages ont lieu en période estivale avec toutefois une forte variabilité inter annuelle (Figure 6.4.5). C'est la situation par exemple de la baie de Saint-Michel-en-Grève (Côtes-d'Armor) qui est affectée, depuis les années 1970, par des "marées vertes" récurrentes malgré des concentrations moyennes en nitrate des cours d'eau modérées (inférieure à 30 mg NO₃/l), dans un contexte agricole dominé par des exploitations de bovins laitiers qui représentent 88% des exploitations du bassin versant (Mabon *et al.*, 2009). Se basant sur des travaux conduits dans d'autres bassins versants, les collectivités territoriales ont mis en œuvre un programme de reconquête de la qualité des eaux, auquel la recherche est associée (ANR ACASSYA, www.inra.fr/acassya). L'objectif de ce programme était de mettre au point des systèmes de production innovants et robustes, techniquement et économiquement, qui préservent la viabilité des exploitations agricoles et réduisent fortement les pertes de nitrate. Cette démarche est réalisée en trois étapes : (i) la réalisation d'un diagnostic agraire qui permet de caractériser la diversité et la dynamique des exploitations présentes sur le bassin versant, (ii) la modélisation agro-hydrologique du bassin versant et (iii) la simulation de l'effet de différents scénarios innovants de conduite des exploitations.

L'étude des systèmes actuels montre qu'il existe des marges de progrès dans la gestion de l'azote et que certaines exploitations ont réussi à mettre en application des stratégies économes qui s'accompagnent de bons résultats économiques et environnementaux (Mabon *et al.*, 2009). Il est possible de s'en inspirer pour évoluer vers des systèmes qui s'adaptent de façon plus fine aux conditions du milieu et valorisent mieux les prairies, pour lesquelles la région présente un véritable avantage comparatif, tout en enregistrant des résultats économiques intéressants : forte valeur ajoutée par hectare, revenu équivalent aux autres systèmes de production, moins grande sensibilité des résultats économiques à la dégradation du pouvoir d'achat des produits agricoles et à la variation du prix des intrants. Les simulations indiquent cependant que la généralisation des systèmes herbagers sur l'ensemble du bassin versant ne suffirait pas pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau (Moreau *et al.*, 2012). Après 10 ans d'application la réduction de teneur en nitrate entraînée par les changements de pratique est seulement de l'ordre de 3 mg/L, comparativement à la poursuite des pratiques actuelles. Pour une diminution des apports annuels agricoles de 24 kg N/ha de bassin versant, la réduction des flux annuels d'azote dans la rivière est de 1,9 kg N/ha de bassin versant, soit une efficacité de ce scénario sur les flux de moins de 10%. Par ailleurs pour mettre en place des systèmes plus herbagers, il faudra résoudre le problème du morcellement des parcelles qui sera très vite un frein important.

Des systèmes d'élevage efficaces en termes de production de GES par kg de protéines animales

Du fait de systèmes d'élevage principalement orientée vers la production de lait, d'œufs et de viande de volaille et de porc, la viande rouge provenant principalement du troupeau laitier, les émissions de gaz à effet de serre par kg de protéines animales sont particulièrement basses (voir chapitre 1). Par rapport à des systèmes plus extensifs producteurs de viande, ceci s'explique principalement par la plus faible contribution du méthane entérique et le niveau plus élevé de production de protéines par unité animale présente.

Des systèmes d'élevage qui contribuent à la diversité des assolements et la préservation du bocage

Comparativement à des régions plus céréalières, le maintien de l'élevage en région Bretagne a permis d'assurer une certaine diversité dans les assolements en préservant une part significative pour les surfaces en herbe (43% dont 12% de prairies permanentes) malgré une tendance à leur réduction, contribuant aussi à une plus grande diversité des paysages (Thenail *et al.*, 2009). Cela a également contribué à la préservation d'un paysage de bocage et de haies même si la tendance générale est à la baisse, en particulier dans l'est de la région. Une étude conduite en 2010 (Agreste Bretagne, 2010) évalue ainsi à 185 000 km la longueur du linéaire bocager de Bretagne, soit en moyenne 110 m/ha SAU. Les bordures de champ, les haies et talus, jouent un rôle important dans les territoires agricoles à la fois pour l'agriculture, l'environnement, les animaux sauvages, la biodiversité, la qualité des paysages (Baudry *et al.*, 2000). En Bretagne, comme dans les autres régions de bocage en Europe, l'évolution de l'agriculture depuis les années 1950 s'est accompagnée d'un éclaircissement du bocage favorisé aussi par le remembrement (Thenail, 2002). Selon Burel *et al.*, dans ces situations, la nature et l'importance de la biodiversité apparaît liée à la structure des paysages et est en relation avec les systèmes agricoles (Burel *et al.*, 1998). D'après Thenail, la situation actuelle du bocage résulterait de la co-évolution des systèmes agricole et des paysages, qui constitueraient alors une des forces motrices du développement agricole (Thenail, 2002). La diversité des "styles" d'agriculteurs et d'éleveurs (Commandeur *et al.*, 2006) contribuerait alors à expliquer la coexistence, à proximité, de zones de bocage dense où plus ouvert. La densité apparente du bocage n'est toutefois pas à elle seule garante d'effets positifs pour l'environnement, ces derniers étant aussi largement dépendant des pratiques de gestion des parcelles et des bordures, sur le court et le long terme (Alignier and Baudry, 2015). Un bocage trop dense peut même parfois constituer un frein à la mise en œuvre de bonnes pratiques (Thenail, 2002). Ces différents éléments indiquent que pour gérer l'évolution des paysages, et en l'occurrence favoriser le maintien du bocage, il est important de prendre en compte la diversité des exploitations et de considérer conjointement leur développement avec celui des territoires sur lesquels elles se trouvent (Thenail and Baudry, 2004).

Les productions animales bretonnes restent en partie dépendantes, pour la couverture des besoins en protéines, des importations de soja en provenance d'Amérique du Sud, malgré une réduction significative des importations ces dernières années (de l'ordre de 35%). Ceci a des effets induits sur la biodiversité en particulier lorsque l'extension de ces cultures entraîne de la déforestation, même si cette dernière tend à fortement diminuer ces dernières années du fait du moratoire Brésilien (Gibbs *et al.*, 2015).

Impacts socio-économiques :

Cette forte densité animale permet une production élevée par unité de surface, favorisant ainsi le développement des activités amont (alimentation animale, équipements d'élevage) et aval (transformations des produits) dont la densité est étroitement liée à celle de l'élevage. Elle s'accompagne d'un nombre d'actifs agricoles (exploitants + salariés agricoles) élevé par unité de surface (3,3 UTA/100 ha SAU). A titre de comparaison les valeurs correspondantes dans des régions céréalières (Centre) ou d'élevage plus extensif (Auvergne) sont respectivement de 1,6 et 2,1 UTA/100 ha SAU.

La part de l'emploi agricole, 4 % de l'emploi régional, reste une des plus élevées en France (Agreste Bretagne and Draaf, 2016). Plus de 58 000 personnes travaillent dans le secteur primaire (agriculture, pêche et sylviculture). Par ailleurs, les industries agroalimentaires, implantées depuis longtemps sur le territoire, concentrent près de 68 300 salariés en 2012, soit 40% de l'emploi industriel régional. Au total, les emplois liés à l'agriculture, dont la part principale est liée à l'élevage, représentent donc 9,5% des emplois totaux. Les travaux du Gis élevage demain (Gis Elevage Demain, 2015) indiquent qu'en moyenne pour l'élevage français, chaque emploi direct en élevage contribue à respectivement 1,1 – 0,8 – 6,1 -1,9 et 1,8 emplois indirect en filière lait, bovin viande, porc, volaille de chair et œuf. Cependant une partie des emplois indirects sont générés en dehors de la région si l'on se réfère à l'étude conduite sur le Grand-Ouest (Bretagne et Pays de la Loire) (Lorre *et al.*,

2015) puisque par exemple pour la production porcine cette zone représente 72% de la production nationale, 67% des emplois directs et 41% des emplois indirects.

Les productions de volailles et surtout de porcs génèrent donc un nombre important d'emplois indirects en amont et surtout en aval de la production. Ceci constitue un atout pour la région, mais à l'inverse cela rend la compétitivité de ces filières très dépendante du coût du travail. Ceci semble avoir pénalisé la filière porcine bretonne face à ses concurrents Allemands et Espagnols qui bénéficient d'un coût du travail plus avantageux ; tout au moins dans certains maillons de la filière.

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis :

Les principaux impacts positifs et négatifs des systèmes de polyculture-polyélevage présents en Bretagne avec une forte densité d'élevages sont récapitulés de manière synthétique dans le schéma ci-dessous (Figure 6.4.6) qui illustre également les aspects réglementaires et les synergies ou antagonismes entre acteurs. Ces systèmes d'élevages se caractérisent une productivité élevée par unité de surface et par unité de travail avec un recours important à des intrants en particulier pour l'alimentation des animaux, alors que la consommation d'engrais chimique est relativement limitée du fait de la valorisation des déjections animales. Les services d'approvisionnement, en particulier la production de protéines animales pour l'alimentation humaine (environ l'équivalent 1/3 de la consommation des Français), constituent donc la principale finalité de ces systèmes.

Les impacts environnementaux locaux liés aux émissions de nitrate, de phosphore et d'ammoniac associées à la gestion des déjections animales, constituent une limite importante de ces systèmes. Malgré des progrès significatifs en termes de réduction des flux de nitrate depuis 10 ans, le constat peut toujours être fait aujourd'hui de la persistance d'une image dégradée des productions animales intensives, en grande partie du fait de la persistance de zones d'échouages significatifs d'algues vertes localisées dans quelques zones particulièrement sensibles. Cette situation entraîne un renforcement régulier des règles d'épandage des effluents, dont la prise en compte nécessite souvent des investissements qui peuvent peser sur le coût de production.

A l'inverse les impacts globaux en termes d'émission de gaz à effet de serre par unité de protéines animales produites sont particulièrement faibles compte tenu du type d'élevage (lait, œuf, viande de monogastrique) et de l'intensité de production.

Au niveau régional l'élevage contribue significativement à l'activité économique et à l'emploi ce qui favorise son acceptabilité locale. Compte tenu de la densité et du type d'élevage le nombre d'emplois indirects est en effet élevé, en particulier dans l'aval des filières pour la transformation des produits. Ceci constitue un atout pour le territoire mais peut aussi constituer une faiblesse si le coût du travail est plus élevé que dans les bassins de production concurrents, comme cela semble être le cas tout au moins dans certaines filières.

Au final ce territoire de polyculture polyélevage se caractérise donc par une bonne efficacité de la phase d'élevage avec comme conséquence des impacts environnementaux faibles par unité de produit, en particulier en termes d'émission de GES par kg de protéines animales. La forte densité d'élevage conduit à un excès de fertilisants relativement aux besoins des cultures et ne permet pas de les valoriser au mieux. Cette forte densité entraîne également des émissions élevées d'ammoniac. Il en résulte des potentiels "eutrophisation" et "acidification" élevés par ha, bien qu'ils soient faibles par kg. Les échanges d'effluents entre exploitations et la mise en place du traitement ont permis d'améliorer la situation en termes d'eutrophisation, bien que des problèmes significatifs persistent dans certaines zones particulièrement sensibles. Les stratégies actuelles visent à poursuivre la réduction de ces impacts locaux en développant des technologies permettant de mieux recycler l'azote et le phosphore, par exemple en produisant des fertilisants organiques qui sont exportés. De même des techniques de lavage d'air se développent pour la réduction des odeurs et de l'ammoniac en sortie de bâtiment. Toutefois ces technologies nécessitent généralement de restructurer les bâtiments et elles se mettent en place principalement lors de leur rénovation ou de leur reconstruction.

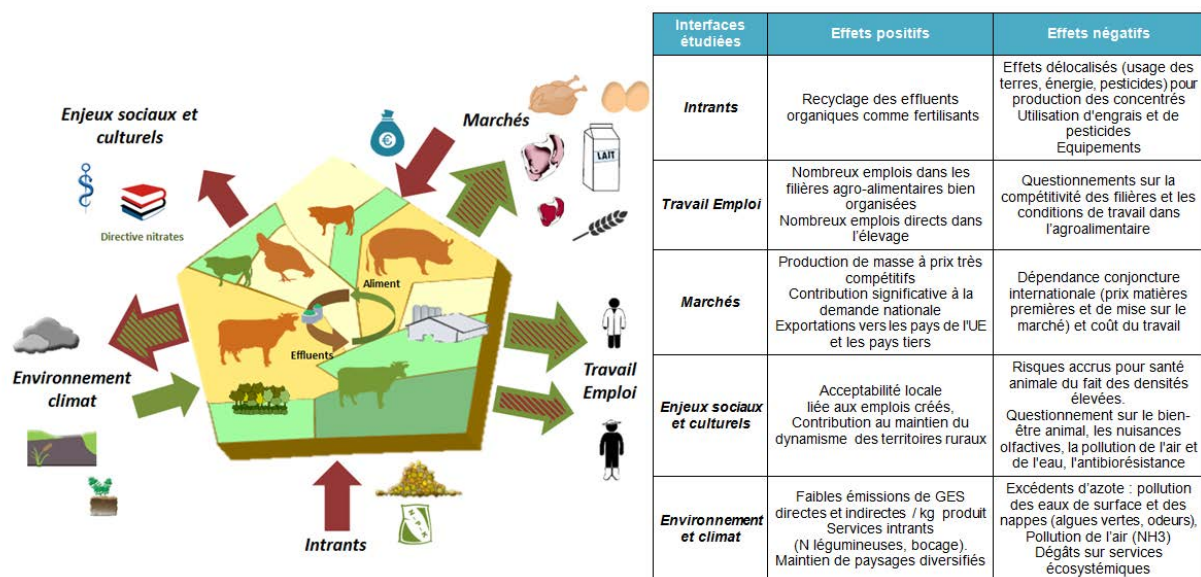


Figure 6.4.6. Schéma conceptuel du cas d'étude "Polyculture- polyélevage de la région Bretagne" selon la grange de l'ESCo présentée dans le chapitre 2

6.4.3. Méthanisation dans des exploitations d'élevage en Allemagne

Contexte:

Un développement rapide de la méthanisation depuis les années 2000

En Allemagne la production de biogaz s'est fortement développée au cours de ces 10 dernières années dans un contexte politique très favorable visant à la fois à l'accroissement de la production d'énergie renouvelable, en particulier celle d'électricité, et la réduction des émissions de gaz à effets de serre par les déjections animales (Figure 6.4.7). Ce développement s'inscrit dans une volonté politique d'accroître la part des énergies renouvelables pour la production d'électricité à 40-45% en 2025 et 50-60% en 2035, tout en réduisant les émissions de gaz à effet de serre de 50% (EEG, 2000, 2004, 2009, 2012, 2014)¹³. En 2014 le nombre d'installations de biogaz atteignait 8700 pour une puissance électrique de près de 4 000 MW (Fachverband Biogas, 2014)¹⁴, soit environ l'équivalent de quatre centrales nucléaires. A titre de comparaison on comptait en 2012 seulement 300 méthaniseurs en France. Seulement 2,5% des méthaniseurs présents en Allemagne produisent du gaz directement injecté dans les circuits de distribution. La valorisation de l'énergie sous la forme d'électricité est donc très majoritaire. La chaleur produite par les digesteurs est en revanche fréquemment utilisée pour le chauffage domestique (Fachverband Biogas, 2012)¹⁴. Le développement de la production de biogaz a été particulièrement rapide dans les années 2009 à 2011 avec plus de 1200 installations nouvelles par an ; il se poursuit à un rythme moins élevé depuis 2013, avec seulement 300 nouvelles installations par an.

¹³ EEG - Erneuerbare-Energien-Gesetz, 2014. Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien. http://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2014/ (accessed 30.11.15)

¹⁴Fachverband Biogas, 2014. [http://biogas.org/edcom/webfbv.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/15-11-19_Biogasindustryfigures_2014-2015_english.pdf](http://biogas.org/edcom/webfbv.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/15-11-19_Biogasindustryfigures_2014-2015_english.pdf) (accessed 30.11.15)

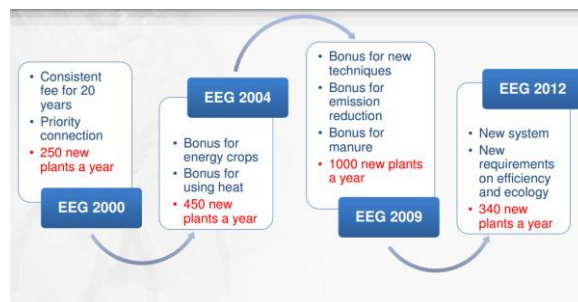
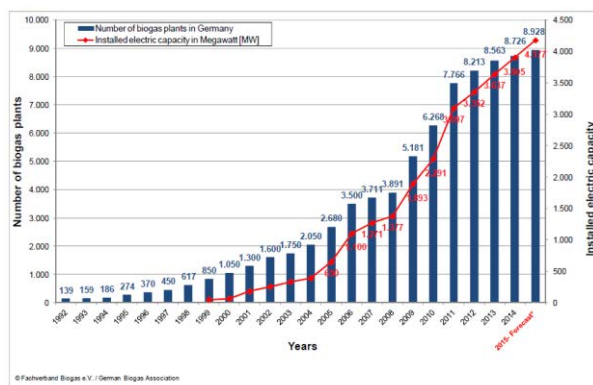


Figure 6.4.7. Évolution en Allemagne du contexte réglementaire et du nombre d'installations de biogaz et de la puissance électrique associée (Fachverband Biogas, 2014)¹⁴

Cet important développement a été réalisé dans le cadre de quatre lois successives sur les énergies renouvelables (figure 1). Le principe initial présent dans la loi de 2000 consistait à garantir un prix de reprise de l'électricité sur une période de 20 ans. Les lois suivantes ont ensuite rajouté différents bonus privilégiant certaines technologies et favorisant une accélération du développement à partir de 2009. A l'inverse, la loi de 2012 tend à être plus restrictive avec de nouvelles exigences d'efficacité énergétique et environnementale.

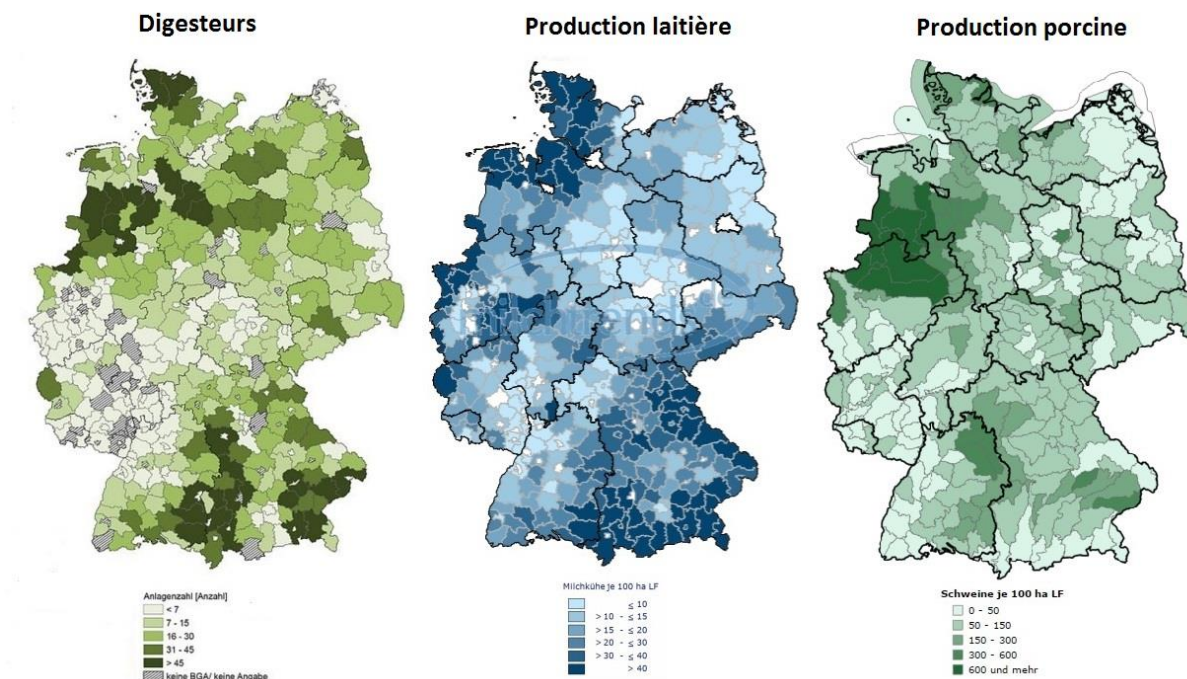


Figure 6.4.8. Localisation géographique des installations de méthanisation et de la production laitière et porcine, Allemagne¹⁵.

La majorité du biogaz est produit à partir de la co-digestion d'effluents animaux (bovins, porcins et volailles) en association avec des cultures et des résidus de culture (DBFZ, 2014)¹⁶. On peut ainsi constater que la densité de digesteurs est liée à la densité de production laitière et porcine (Figure 6.4.8). La méthanisation reste donc généralement associée à l'élevage dont les effluents s'avèrent être des substrats particulièrement intéressants. Ils apportent l'ensemble des nutriments et micro-nutriments nécessaires au développement des micro-organismes responsables de la digestion anaérobie et du fait de leur fort pouvoir tampon ils permettent de

¹⁵ Références de production de biogaz <http://www.spd-sendenhorst.de/index.php?nr=42805&menu=1>, de production laitière <http://www.milchtrends.de/index.php?id=7819>, de production porcine <http://www2.lra-bb.kdrs.de/blog/wp-content/uploads/2014/03/Schweinedichte.png> (accessed 30.11.15)

¹⁶ DBFZ, Deutsches Biomasseforschungszentrum, 2012. Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. https://www.clearingstelle-eeq.de/files/DBFZ_Monitoring-Biomasse-Zwischenbericht_0903_1.pdf (accessed 30.11.15).

stabiliser le pH du digesteur, ce qui est un atout majeur de stabilité du procédé (Béline *et al.*, 2010 ; Weiland, 2013). La méthanisation est généralement conduite successivement dans deux digesteurs isolés thermiquement, le digestat étant ensuite stocké pendant plusieurs mois dans des fosses couvertes pour éviter les pertes d'ammoniac jusqu'à son utilisation agronomique comme fertilisant. Dans certains cas le digestat est traité pour séparer la phase liquide et solide, ce qui facilite l'exportation d'une partie des nutriments (N et P) dans les exploitations en situation d'excédent.

Alors qu'initialement l'utilisation de culture énergétique pour la méthanisation n'était pas considérée comme économiquement viable, elle l'est rapidement devenue avec l'accroissement du prix de reprise de l'électricité. Le maïs stocké sous forme d'ensilage est de loin la culture énergétique la plus utilisée du fait de son fort potentiel de production par ha (Weiland, 2006). Sur la base des données de la DBFZ (2014)¹⁶, Svoboda *et al.* estiment que l'ensilage de maïs représente environ 80% de la biomasse ajoutée des cultures contre 5 à 10% pour l'ensilage d'herbe (Svoboda *et al.*, 2013). On estime globalement à 800 000 ha les surfaces consacrées à la culture de plantes énergétiques pour la production de biogaz. Ceci correspond à environ 4% de la surface agricole exploitée (FNR, 2011¹⁷, cité par (Weiland, 2013) et contribue à l'accroissement de la proportion d'utilisation des terres cultivées pour la production de maïs qui représente 21,7% de la SAU nationale et jusqu'à 70% dans certaines régions (Thiering and Bahrs, 2011).

La contribution respective des effluents d'élevage et de cultures à la production d'énergie est difficile à évaluer. Weiland estimait que 98% des digesteurs en Allemagne utilisaient des cultures énergétiques comme principal substrat (Weiland, 2006). Selon Weiland les effluents d'élevage représentaient en moyenne 45% des substrats méthanisés, les cultures énergétiques 46% et les bio-déchets 7%, mais compte tenu de leur plus faible pouvoir méthanogène la contribution des effluents d'élevage à la production de biogaz est bien moindre que celle des cultures (Weiland, 2013). Elle s'est néanmoins récemment accrue avec la mise en place d'une prime lorsqu'ils représentent plus de 10% du pouvoir méthanogène de la biomasse (Thiering and Bahrs, 2011).

La méthanisation dans les exploitations biologiques

La méthanisation s'est également développée dans les exploitations biologiques dans lesquelles on comptait en 2012 près de 200 digesteurs (Gerlach *et al.*, 2013). Les principales spécificités de la production de biogas "bio" sont rapportées par (Gerlach *et al.*, 2013) sur la base de données bibliographiques et d'enquêtes auprès d'experts et de producteurs (Sustaingaz, 2015¹⁸). La production de biogas "bio" combine la production d'énergie renouvelable et l'agriculture biologique dans une approche intégrée. Le digesteur est utilisé à la fois pour la production d'énergie (chaleur, gaz ou électricité) et la fourniture et le recyclage d'éléments fertilisants pour les cultures comme illustré à la figure 6.4.9. La biomasse utilisée est principalement issue de l'AB, de la transformation de produits issus de l'AB et de l'entretien de milieux naturels. Il s'agit surtout d'effluents d'élevage, de récoltes de cultures intermédiaires (cipan) et de cultures dédiées, généralement des légumineuses ou des prairies, de résidus agroalimentaires et de déchets de cuisine (sans OGM et sans métaux lourds). L'utilisation de cultures énergétiques est limitée afin d'éviter la compétition en surface pour la production alimentaire. Les digestats sont utilisés comme fertilisants sur l'exploitation, afin d'assurer le recyclage des éléments et accroître la fertilité des sols. Le digesteur est ainsi utilisé comme "outil" de production de fertilisants azotés "biologiques" permettant d'accroître la productivité de l'ensemble du système.

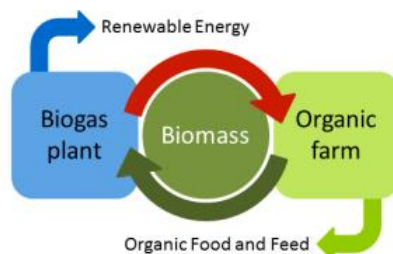


Figure 6.4.9. Intégration de la production de biogaz dans les exploitations biologiques (Gerlach *et al.*, 2013)

¹⁷ FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2011. Entwicklung des Anbaus von nachwachsender Rohstoffe in Deutschland, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow.

¹⁸ Sustaingaz : <http://www.sustaingaz.eu/>

Services d'approvisionnement :

La production de biogaz contribue à la production d'énergie renouvelable principalement sous forme d'électricité, et dans une moindre mesure sous forme de gaz injecté dans les circuits de distribution et sous forme de chaleur (provenant de la cogénération d'électricité) utilisée principalement pour le chauffage domestique. En 2014, la production électrique allemande issue de la méthanisation s'élevait à 32,1 TWh (Tableau 6.4.4), soit 21% de la production d'électricité "renouvelable", l'électricité éolienne, photovoltaïque et hydroélectrique contribuant à respectivement 34%, 31% et 13% du total. L'électricité issue du biogaz correspond à l'équivalent de la consommation d'environ 9 millions de ménages (Tableau 1).

Tableau 6.4.4. Les statistiques de production de biogaz en Allemagne (Fachverband Biogas, 2014)

	Année 2014
Nombre d'installations (dont avec injection de gaz)	8726 (178)
Puissance électrique installée (Méga Watt)	3905
Production d'électricité (Térawatt-heure)	32,1
Nombre de foyers-équivalents approvisionnés	9 200 000
Réduction de l'émission de CO ₂ (million de tonnes)	20,8
Turnover financier (milliards Euros)	9,1
Nombre d'emplois dans le secteur du biogaz	45 000

Malgré le développement des cultures énergétiques pour la production de biogaz, la production de produits animaux par l'agriculture Allemande s'est fortement accrue au cours de ces dernières années dans la plupart des filières. La production laitière a ainsi augmenté de 15% entre 2000 et 2014 (14% depuis 2005), la production porcine de 40%, la production d'œufs de 25% et la production de viande de volaille a doublé sur la même période. A l'inverse la production de viande bovine a diminué de 20% entre 2000 et 2014 (Dstat, 2015)¹⁹. Au cours de cette période la production de céréales (hors ensilage de maïs) est restée relativement stable (autour de 45 millions de tonnes; Dstat, 2015), alors que les importations pour l'alimentation animale se sont accrues (de 4,8 à 8,7 millions de tonnes entre 2005 et 2012) (FAO, 2015)²⁰. Les exportations étant restées plus stables (autour de 10,5 millions de tonnes). Le solde positif des échanges de céréales a donc été réduit. Les importations de sources de protéines se sont également accrues principalement sous la forme de graine de colza (+185%, ces importations sont aussi en lien avec le développement de la production de diester) et dans une moindre mesure de tourteau et graines de soja (+10%).

Services pour l'environnement :

La production d'électricité à partir de biogaz remplace celle issue de combustibles fossiles (charbon, lignite), ce qui conduit à une réduction des émissions de GES estimée à 20,8 millions de tonnes à l'échelle nationale en 2014 (Fachverband Biogas, 2014 ; Tableau 6.4.4.). Différentes études ont été consacrées à l'évaluation environnementale de la production d'électricité à partir de biogaz (Dressler *et al.*, 2012 ; Jury *et al.*, 2010). Elles indiquent une assez grande variabilité des résultats pour l'émission de gaz à effet de serre entre -0,143 et +0,179 kg eq CO₂ par kWh électrique, qui s'explique par la maîtrise de la méthanisation, la nature des substrats utilisés et leur mode de production, la valorisation de la chaleur de cogénération et la valorisation du digestat. L'évaluation de l'épargne d'émission de CO₂ dépend ensuite de l'hypothèse de substitution retenue, généralement la production d'électricité à partir du charbon ou du gaz. Les résultats de l'étude de Whiting et Azapagic indiquent ainsi que la production d'électricité à partir de biogaz réduit plusieurs des impacts environnementaux, comparativement aux alternatives d'origine fossile (Whiting and Azapagic, 2014). C'est le cas en particulier pour l'émission de gaz à effet de serre (jusque 50% plus faible), l'épuisement des ressources abiotiques (qui sont préservées par le biogaz), l'écotoxicité aquatique ou terrestre et la toxicité humaine. Les

¹⁹ Destatis, 2015. Statistisches Bundesamt Wiesbaden.

www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandForstwirtschaft.html (accessed 30.11.15).

²⁰ FAO, 2015. Faostat. <http://faostat3.fao.org/> (accessed 30.11.15).

effets sont cependant moins marqués en comparaison du gaz naturel que relativement aux autres sources d'énergie, charbon et lignite.

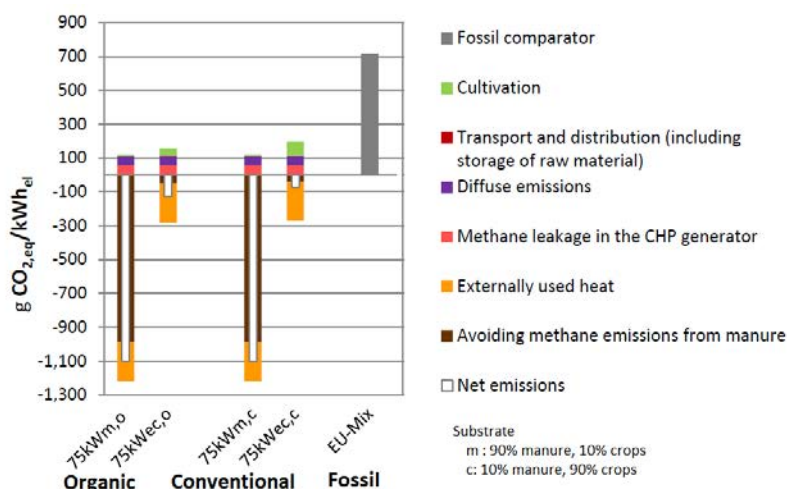


Figure 6.4.10. Évaluation de l'émission de GES pour la production d'électricité à partir de biogaz selon le système (c: conventionnel; o: biologique) et le type de substrat (m: 90% d'effluent d'élevage et 10% de cultures; c: 10% d'effluent d'élevage et 90% de cultures) (Hofmann *et al.*, 2014).

Hoffman *et al.* ont comparé l'émission de GES par kWh produit à partir de biogaz, en agriculture conventionnelle ou biologique (figure 3) avec deux hypothèse de substrat, soit principalement des effluents ou des cultures (Hofmann *et al.*, 2014). L'émission nette de CO_2 est négative pour les deux systèmes avec un effet net de la nature du substrat, l'épargne étant plus importante lorsque la proportion d'effluents d'élevage est élevée.

A l'inverse des bénéfices observés vis-à-vis des émissions de GES, les impacts potentiels d'eutrophisation et d'acidification sont fortement accrus du fait des émissions d'ammoniac et de la lixiviation de nitrate (x20 et x10, respectivement) alors que les combustibles fossiles n'ont pratiquement pas d'impacts. L'utilisation de substrats plus énergétiques, comme l'ensilage de maïs, permet d'accroître l'efficacité énergétique et de réduire les émissions de GES, mais s'accompagne généralement d'une augmentation des impacts acidification et d'eutrophisation. Il peut donc exister donc un "trade-off" entre production d'énergie renouvelable par méthanisation et protection de la ressource en eau (Svoboda *et al.*, 2013) et de la qualité de l'air. Comparativement à l'ensilage de maïs, l'utilisation d'ensilage d'herbe conduit à une perte de nitrate inférieure par unité de méthane produite tout en restant limitée par hectare lorsque les apports de fertilisant respectent les recommandations (Svoboda *et al.*, 2013). La production de biogaz par ha est toutefois inférieure avec l'ensilage d'herbe.

D'autres effets négatifs sur l'environnement du développement de la méthanisation sont avancés par certains auteurs. Gutzler *et al.* ont simulé l'effet d'un scénario de développement des cultures énergétiques pour la méthanisation dans le Land de Brandebourg en comparaison avec les pratiques actuelles (Gutzler *et al.*, 2015). Celui-ci s'accompagne d'un accroissement des surfaces de maïs de 29% à 49% de la SAU. Un tel scénario permet d'accroître la part d'énergie renouvelable du Land jusqu'à 41% et épargne l'émission de 3,5 millions de tonnes eq CO_2 de GES. Par contre, il entraîne une perte de biodiversité, une détérioration de l'attractivité des paysages, un accroissement des risques d'érosion des sols et d'eutrophisation, en particulier dans les zones les plus fertiles.

Le développement de la production de biogaz pourrait également entraîner une conversion en culture des surfaces en herbe, et donc un moindre stockage du carbone dans les sols. À notre connaissance cet aspect est peu connu de même que l'influence directe de la méthanisation sur la teneur en C des sols, qui semble dépendre des modalités de gestion des digestats et de la nature des substrats utilisés. Inversement, la méthanisation de la prairie permanente est parfois envisagée comme une alternative pour la maintenir dans des territoires où la déprise de l'élevage est marquée (Lebuhn *et al.*, 2014). Selon une étude conduite en Bavière (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Ländliche Strukturentwicklung, 2011) une déprise de près de 200 000 ha de pâturage est ainsi envisagé d'ici 2020 avec des opportunités de développement de la production de biogaz à base d'herbe.

Impacts socio-économiques :

Le développement de la production d'énergie renouvelable en remplacement des énergies fossiles et nucléaire répond à une demande sociétale forte qui a conduit aux choix politiques conduisant de développement du photovoltaïque, de l'éolien et de l'utilisation de la biomasse (EEG, 2014)¹³. Ceci s'est traduit par des incitations financières fortes se traduisant par des garanties de prix de reprise de l'électricité ou du gaz (Weiland, 2013). De plus les consommateurs Allemands expriment un fort consentement à payer pour des sources d'électricité moins polluantes (Longo *et al.*, 2008), ce qui contribue également à leur développement. Après avoir plusieurs fois évolué, le système de rémunération de base de l'électricité produite à partir du biogaz dépend de la puissance électrique et favorise les petits digesteurs. Il est complété par différentes primes, en fonction du type de substrat utilisé (en faveur des effluents d'élevage est des résidus d'entretien du paysage comparativement aux cultures énergétiques) et du mode de valorisation de l'énergie (en faveur de l'utilisation directe du gaz) (Weiland, 2013). La réglementation actuelle est donc particulièrement favorable aux petits digesteurs (<75 kWh) utilisant surtout des effluents d'élevage et peu d'ensilage de maïs et valorisant directement le biogaz. Ces nouvelles orientations visent vraisemblablement à limiter le développement de biogaz à partir de culture énergétique, en particulier le maïs, qui commence à être remis en cause (Lebuhn *et al.*, 2014).

Selon les résultats de Reise *et al.* les motivations des exploitants pour investir sont en grande partie liées au coût du capital et à une perception subjective des risques qu'ils prennent, dans une approche de "rationalité limitée" (Reise *et al.*, 2012). Les considérations non monétaires comme la durabilité semblent jouer un rôle assez mineur. Les exploitants sont également sensibles aux incitations financières même s'ils tendent à sous-estimer leur importance. La production d'énergie (solaire, photovoltaïque et biogaz) est la principale source de diversification des exploitations agricoles (49%) suivi de la production de bois (22%), la vente directe (15%), le cheval et le tourisme (respectivement 13 et 9% ; Destatis, 2015)¹⁹.

On estime à 378 000, le nombre d'emplois créés en Allemagne par le développement d'énergie renouvelable (Lebuhn *et al.*, 2014), dont environ 45 000 dans l'industrie du biogaz (Tableau 6.4.4.). Toutefois, compte tenue de l'évolution récente de la réglementation et des prix de reprise de l'électricité, en particulier pour les installations de grande taille (EEG, 2014)¹³, les perspectives de développement au-delà des 9 000 installations existantes sont faibles et des suppressions d'emplois sont en cours (Lebuhn *et al.*, 2014). L'activité économique liée au biogaz était estimée à environ 9 milliards d'Euros en 2014 (Tableau 1). Après une croissance forte elle tend à stagner voire à régresser ces dernières années (Lebuhn *et al.*, 2014).

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis :

L'ensemble des impacts positifs ou négatifs des unités de méthanisation associées à des exploitations d'élevage en Allemagne sont représentés de manière synthétique à la figure 6.4.11 qui illustre également les aspects réglementaires et les synergies ou antagonismes entre acteurs. Les services d'approvisionnements en denrées alimentaires continuent à constituer la finalité principale du système de production. La production d'énergie par méthanisation constitue une voie de diversification pour les exploitations en assurant/garantissant un revenu complémentaire aux activités agricoles. Cette nouvelle activité s'est développée dans un contexte politique favorable répondant à une demande sociétale forte pour l'abandon du nucléaire et le développement des énergies renouvelables. Il n'a apparemment pas eu d'antagonisme avec dans le développement de ces deux activités (élevage et production d'énergie) puisque les deux ont très fortement progressé ces quinze dernières années. Ceci a permis au pays d'accroître son autosuffisance alimentaire et de développer ses exportations de produits animaux tout en développant la production d'énergie renouvelable.

Pour ce qui concerne les impacts environnementaux il peut, dans certaines conditions, exister un "trade-off" entre d'un côté la production d'énergie renouvelable et la réduction des émissions de GES, et de l'autre, la protection de la ressource en eau, de la qualité de l'air et la préservation de la biodiversité. Ce risque est toutefois mieux pris en compte dans la dernière loi sur les énergies renouvelables.

Le consentement à payer pour des énergies renouvelables est élevé en Allemagne, ce qui a favorisé leur développement au travers d'aides à l'investissement et des prix de reprise élevé de l'électricité. L'acceptabilité sociale de cette technologie a donc été bonne, mais elle tend à se réduire en raison de son très fort développement des interrogations relatives aux possibles effets négatifs sur l'environnement. À moyen terme se pose également la question du prolongement des contrats de reprise de l'électricité.

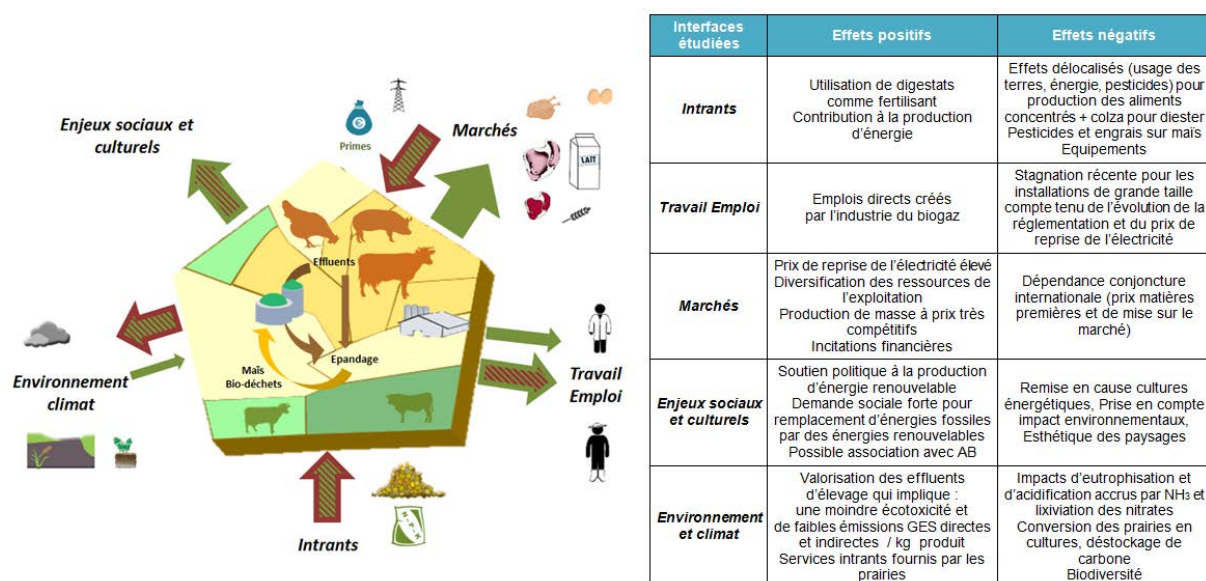


Figure 6.4.11. Schéma conceptuel du cas d'étude de la méthanisation en Allemagne selon la grange de l'Esco présentée dans le chapitre 2

6.4.4. La Catalogne, un territoire marqué par un développement récent et rapide de la production porcine dans un milieu où les surfaces agricoles disponibles pour l'épandage sont limitées

Contexte:

Un développement rapide d'une production porcine spécialisée et intégrée

L'agriculture de la Catalogne, comme certaines autres régions Européennes est marquée par la prédominance de l'élevage et plus particulièrement de la production porcine qui a doublé depuis 1980 (Figure 6.4.12) pour atteindre 7 millions de porcs en 2014 (soit un cheptel très proche de celui de la Bretagne qui compte 7,8 millions de têtes) (Eurostat, 2016)²¹. Il s'agit donc d'un développement particulièrement rapide et beaucoup plus récent que dans les autres bassins de production européen. Ce développement a été favorisé par un marché intérieur très porteur puis par les exportations en particulier vers la France.

Cet accroissement de la production a été associé à une réduction du nombre d'élevage et un fort accroissement de leur taille (Figure 6.4.12). Ceci s'explique à la fois par la disparition des petites exploitations et le développement des plus grandes avec des investissements importants, des innovations technologiques en bâtiment, génétique et nutrition. La production a donc évolué vers un modèle d'élevages très spécialisés, de grande taille, avec un modèle contractuel d'intégration qui permet pour les éleveurs de développer l'activité à moindre risque et ainsi de mieux faire face aux fluctuations des prix et à la globalisation du marché Européen. Dans cette organisation l'éleveur est propriétaire des bâtiments et des équipements et gère les effluents et fourni le travail. La firme intégratrice (fabricant d'aliment et/ou abattage transformation) reste propriétaire des animaux et fourni les intrants (aliments, médicaments...). Ces élevages disposent généralement de peu ou pas du tout de surface agricole. Les effluents sont épanchés chez des tiers, assez souvent dans le cadre de plan d'épandage collectifs (voir ci-après) et les aliments proviennent de l'extérieur.

²¹ EUROSTAT (March 22, 2016). <http://ec.europa.eu/eurostat/web/regions/data/database>

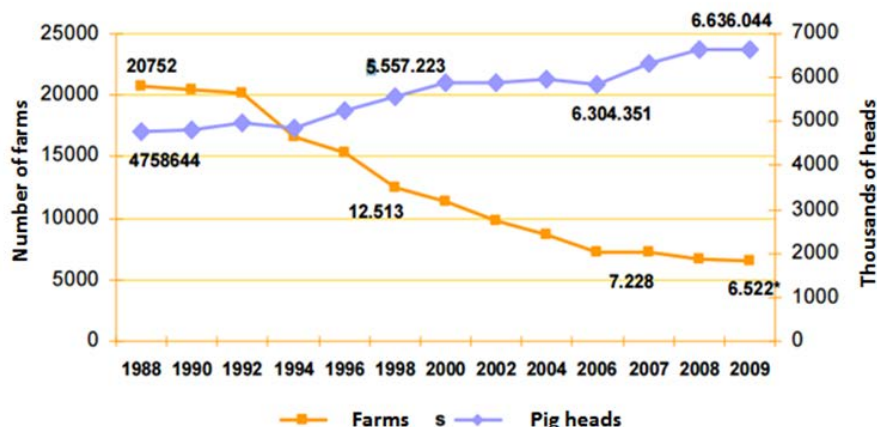


Figure 6.4.12. Évolution du cheptel de porcs et du nombre d'élevage en Catalogne (source: Gouvernement de Catalogne, Département de l'Agriculture, de l'élevage, de la Pêche et de l'alimentation, DARP 2009)²²

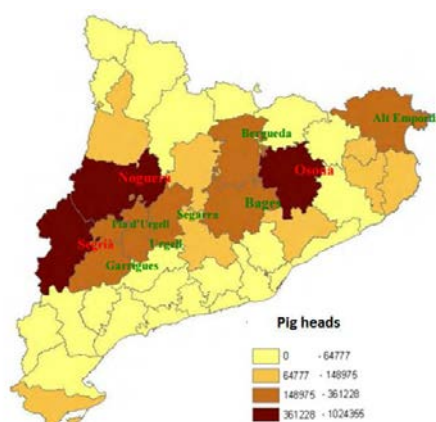


Figure 6.4.13. Répartition géographique de la production porcine en Catalogne (Source : Gouvernement de Catalogne, Département de l'Agriculture, de l'élevage, de la Pêche et de l'alimentation, DARP, 2009).

La Catalogne, une région avec une prédominance des espaces naturels et peu de surface agricole

La Catalogne se caractérise par une forte prédominance de l'occupation de l'espace par la forêt et les taillis qui représentent environ 64% de la superficie du territoire. La SAU représente ainsi seulement environ 35% du total soit une valeur bien plus faible que dans la plupart des autres régions (par exemple 68% dans le Grand Ouest de la France). Cette faible proportion de la surface agricole peut à la fois avoir des effets positifs et négatifs. L'importance des espaces naturels contribue à un effet de dilution des émissions gazeuses et les émissions vers l'eau. Ceci explique qu'à l'échelle Européenne la Catalogne n'apparaît pas véritablement comme un "hot spot" pour les nitrates ou l'ammoniac même si plusieurs cantons sont concernés. A l'inverse, la faible disponibilité des surfaces cultivées rend plus difficile la bonne valorisation des effluents comme fertilisant, d'autant plus que la répartition de l'élevage porcin à l'échelle régionale n'est homogène (Figure 6.4.13). Certains cantons présentant ainsi des densités plus importantes ; 6 des 42 cantons hébergent près de 60% de la totalité du cheptel.

Un retournement de la politique des énergies renouvelable en Espagne mettant un frein à la méthanisation

Dans les années 90, le gouvernement Espagnol, à l'instar de ce qui était fait en Allemagne, a mis en place une législation favorisant le développement des énergies renouvelables. Les incitations financières mises en place ont alors favorisé le développement de la méthanisation. En parallèle le gouvernement Catalan a mis en place un plan pour le développement de la méthanisation visant le traitement de 1,3 millions de m³ de lisier. Mais ces dernières années la crise économique Espagnole a remis en cause les incitations financières aux énergies renouvelables et la majorité des installations (40 environ) ont fermé par manque de rentabilité, pour l'équivalent de 800 000 m³ d'effluents.

²² DARP, 2009. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació. Dades bàsiques de l'agroalimentació a Catalunya, 2009: http://agricultura.gencat.cat/web/contenut/departament/de02_estadistiques_observatoris/13_publicacions_estadistica_del_dar/04_dades_basiques_arq/quadrantic_anual_de_dades_basiques/arxius_estatics/desplegable_2009.pdf

Services d'approvisionnement

L'importance du secteur agroalimentaire de la Catalogne est très significative aussi bien au niveau espagnol qu'au niveau européen. L'observatoire européen des clusters (2016)²³ localise la Catalogne parmi les premières régions pour les produits alimentaires, compte tenu de l'importance du secteur et du nombre d'emplois générés. Selon PRODECA (2016)²⁴, une entreprise publique qui fournit un soutien au commerce extérieur, l'industrie agro-alimentaire représente 20,7% des ventes nettes totales de l'industrie catalane. En 2012, le chiffre d'affaire agroalimentaire Catalan atteint 20 milliards € et avec 75 000 emplois la Catalogne représentait 21,3% de l'ensemble des emplois de l'industrie agro-alimentaire espagnole.

Cette situation est en grande partie liée au secteur de l'élevage. La Catalogne est devenue non seulement un grand producteur mais aussi un grand transformateur de produits carnés. Les filières de production situées à proximité de l'abattage et de la transformation ont profité du développement des infrastructures de transport pour l'approvisionnement du marché national et pour l'exportation.

Services pour l'environnement

Une approche collective des problèmes environnementaux

Les problèmes environnementaux liés à l'utilisation de l'azote étant principalement causées par une mauvaise gestion plutôt qu'à un excès global, le ministère catalan de l'Agriculture, de l'Élevage, des Pêches et de l'Alimentation a lancé un programme régional axé sur l'amélioration des pratiques de fertilisation. L'initiative a débuté en 2001 avec un programme pilote dans le nord-est de la Catalogne qui a été rapidement étendu à d'autres régions. Il est actuellement composé de six programmes (Figure 6.4.14) qui sont en cours dans six grandes régions du pays, chacun d'entre eux étant adapté aux caractéristiques de chaque zone géographique : type de sol, climat, type de cultures et pratiques agricoles. Ces plans associent des éleveurs qui disposent de peu ou pas de surface d'épandage et des agriculteurs producteurs de culture ayant des besoins de fertilisation. L'ensemble de la gestion des effluents (plans de fertilisation, transport et gestion des épandages, gestion administrative...) est assurée par des structures collectives à l'interface entre les éleveurs et les agriculteurs.

L'objectif principal de ces programmes est l'amélioration de la fertilisation organique et la réduction de la fertilisation minérale. Ceci passe par la mise en œuvre chaque année de plusieurs expérimentations de terrain couvrant les différentes cultures dans toute la Catalogne. Des conseils personnalisés sont donnés aux agriculteurs sélectionnés avant chaque période de fertilisation. Près de 400 agriculteurs reçoivent actuellement des conseils de techniciens spécialisés dans plusieurs cultures comme l'orge, le blé, le maïs, le sorgho, le colza, les cultures fourragères, d'oliviers ou de riz.

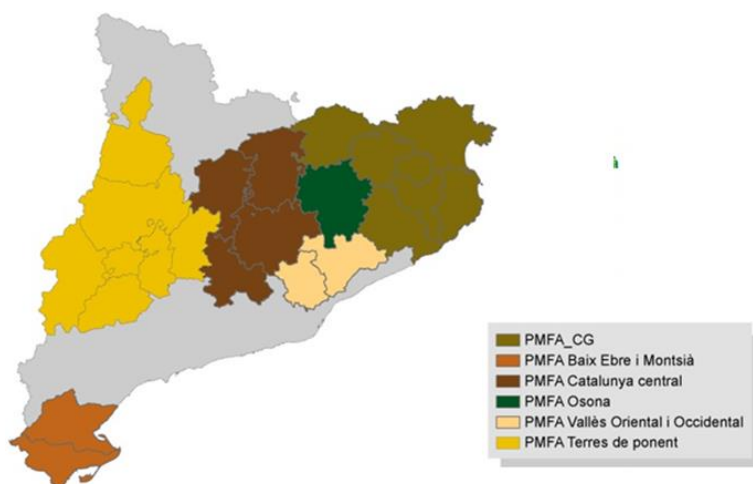


Figure 6.4.14. Les plans collectifs de fertilisation organique (Source : Gouvernement de Catalogne, Département de l'Agriculture, de l'élevage, de la Pêche et de l'alimentation).

²³ European Cluster Observatory (March 30, 2016). www.clusterobservatory.eu

²⁴ PRODECA : <http://www.prodeca.cat/index.php>

Le développement de plans collectifs de traitement/valorisation des effluents

La gestion collective des effluents a démarré en 2002, le premier plan collectif ayant été approuvé à cette époque par le Conseil de l'agriculture dans le cadre de la directive Nitrates. Depuis 40 autres plans collectifs ont été mis en œuvre correspondant à 2200 exploitations. Une des raisons de la mise en place de ces plans de gestion a été la tentative de construire des usines centralisées de traitement des effluents, de façon à permettre des économies d'échelle. L'objectif était de traiter une partie des effluents et d'améliorer leur gestion dans les zones à forte densité d'élevage. Actuellement environ 20% des effluents, principalement de porcs et de bovin, sont gérés de cette manière.

Les modalités mises en œuvre sont diversifiées comme par exemple :

- *Juncosa*. Installation de compostage de fumiers de volailles et de bovins dans une zone dense et exportation à grande distance vers des zones déficitaires.
- *Les Garrigues*. Installation collective de méthanisation et de séchage des effluents pour la production d'un produit déshydraté facilement transportable et valorisable.
- *Vic, Torelló and Ivars*. Cooperatives assurant la fourniture d'intrants, d'équipement et de services visant à mieux gérer les effluents (matériels d'épandage innovants, transport à longue distance) ou à réduire les flux (techniques innovantes d'alimentation).
- *Artesa de Segre and Linyola*. Fourniture de services administratifs et de gestion. Fourniture d'aliments à taux réduits en protéines.

Pour l'avenir, ces organisations collectives seront également mobilisées par le gouvernement pour la mise en place de nouvelles approches innovantes comme (i) la séparation de phase à la ferme (ii) le transport à longue distance des solides pour réduire la charge en phosphore (iii) de nouveau outil pour améliorer la gestion des effluents (prédiction de la valeur fertilisante, systèmes "intelligents" d'épandage, utilisation de GPS...) (iv) réduction des flux de N et P par l'amélioration de l'alimentation.

La prise en compte du phosphore, une préoccupation plus récente

Les analyses réalisées ces dernières années indiquent qu'un pourcentage élevé des sols agricoles de la Catalogne présente des teneurs élevées en P; plus de 50% des parcelles échantillonnées dans le projet Futur-Agrari²⁵. Cette accumulation du P dans les couches superficielles résulte de l'épandage continu d'effluents riches en P sur des sols calcaires qui retiennent le phosphore du fait d'un pH élevé. En accord avec la commission Européenne (COM, 2013)²⁶ et la plateforme Européenne sur le phosphore (ESPP, 2015)²⁷, le Ministère de l'Agriculture s'inquiète de cette évolution et plaide en faveur du développement de la séparation de phase qui permet de concentrer le P dans la phase solide et ainsi de l'exporter plus facilement, la phase liquide étant épandue localement. Le gouvernement Catalan s'inscrit dans cette perspective en favorisant le développement de cette technologie, une meilleure connaissance de la situation actuelle et des plans de fertilisation mieux adaptés.

Impacts socio-économiques :

Production d'énergie renouvelable

Le volume actuel d'effluents d'élevage traités par méthanisation n'est plus que d'environ 280 000 m³, correspondant à 12 petites installations, un seul méthaniseur collectif restant en fonctionnement. L'objectif visé initialement n'a donc pas été atteint en raison de la faible rentabilité des projets du fait de la suppression des aides à la reprise de l'énergie, mais également pour des raisons administratives et de la difficulté à valoriser les digestats. Cependant, on observe ces dernières années, un intérêt nouveau pour cette technologie, à l'échelle des exploitations individuelles.

²⁵ Futur-Agrari LIFE project. <http://www.futuragrari.cat/>

²⁶ COM (2013). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social Committee and the Committee of the regions. Brussels, 2013.

²⁷ European Sustainable Phosphorus Platform (ESPP). (October 13, 2015) <http://phosphorusplatform.eu/>

Meilleure valorisation des effluents et réduction de l'utilisation d'engrais : un intérêt économique et environnemental

La mise en œuvre la directive sur les nitrates dans les fermes catalanes a été lente, mais les premiers résultats se font sentir. Toutefois, selon le ministère de l'agriculture, la réduction significative des concentrations en nitrate nécessitera quelques années. Traditionnellement les effluents d'élevage étaient considérés comme des déchets sans réelle valeur, les agriculteurs continuant à utiliser des engrais chimiques (NPK) en plus des effluents organiques. La consommation d'engrais minéraux a augmenté en Catalogne depuis les années 50 pour atteindre un pic entre 1998 et 2004. Depuis cette période la meilleure valorisation des engrais organiques (100 000 tonnes d'azote 32 000 tonnes de phosphore) a permis de réduire l'utilisation des engrais et des coûts de fertilisation. Ceci reflète une évolution des techniques mais aussi de la perception même des effluents par les agriculteurs céréaliers. Le rôle du support technique apporté par le Ministère de l'Agriculture auprès de 400 céréaliers a été particulièrement important. De même, en relation avec l'évolution de la réglementation, la recherche a produit beaucoup d'informations particulièrement utiles en pratique. Les agriculteurs font preuve de beaucoup d'intérêt pour l'application de nouvelles technologies permettant d'améliorer la fertilisation minérale et organique (comme la télédétection, les logiciels de pilotage de la fertilisation et les équipements d'épandage de précision) et ainsi d'améliorer leur rentabilité économique. Ces perspectives s'inscrivent également dans les stratégies du gouvernement Catalan pour améliorer l'utilisation des effluents dans les prochaines années.

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis :

Les principaux impacts positifs et négatifs des systèmes d'élevages de Catalogne sont récapitulés de manière synthétique à la figure 6.4.15 qui illustre également quelques synergies ou antagonismes entre acteurs.

Ces systèmes d'élevages se caractérisent une productivité élevée par unité de surface et par unité de travail avec un recours important à des intrants en particulier pour l'alimentation des animaux. Ils s'inscrivent sur un territoire où la forêt et les taillis occupent la majorité des surfaces, contribuant ainsi à diluer les impacts sur l'environnement mais réduisant aussi les surfaces disponibles pour l'épandage et rendant ainsi leur valorisation plus difficile. L'agriculture et l'agro-alimentaire, en particulier l'élevage, contribuent très significativement à l'économie aux emplois de la région.

Les principales caractéristiques de l'élevage de la Catalogne sont (i) un développement important, rapide et récent (ii) une prédominance marquée de l'élevage de porcs par rapport aux autres espèces (iii) la coexistence d'exploitations d'élevage spécialisées de grande taille, généralement sans surface agricole avec des exploitations céréalères sans élevage (iv) des filières intégrées par l'amont et/ou l'aval, l'éleveur fournissant des services rémunérés par les firmes intégratrices dans le cadre de contrat de plus ou moins longue durée.

Cette organisation, essentiellement pilotée par l'amont et/ou l'aval des filières s'est montrée particulièrement efficace pour maîtriser les coûts de production et s'adapter à la demande du marché national et européen. La prise en compte des réglementations environnementales, qui reste à la charge principale des éleveurs, a été plus difficile. Elle s'est largement basée sur la volonté de mieux valoriser les effluents comme fertilisant, en favorisant les transferts entre éleveur et agriculteurs céréaliers dans le cadre de plan d'épandage collectifs, parfois en relation avec le développement d'installations de traitement.

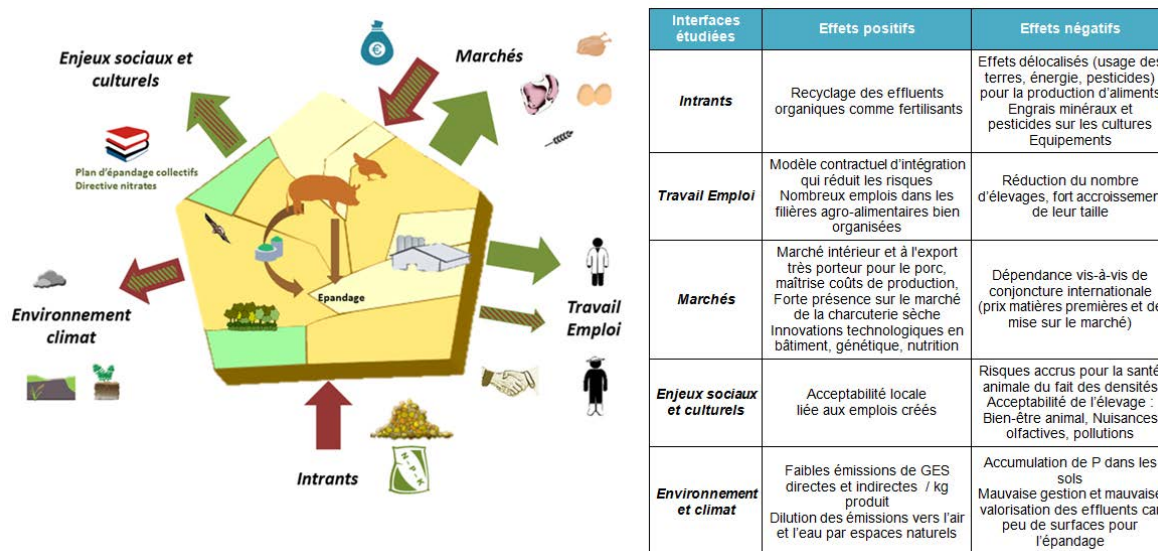


Figure 6.4.15. Schéma conceptuel du cas d'étude "Catalogne" selon la grange de l'Esco présentée dans le chapitre 2

6.4.5. Conclusion

Les systèmes d'élevages décrits dans ce chapitre sont illustratifs des zones à forte densité d'élevage avec des degrés variables de spécialisation des espèces. La Bretagne se distingue des deux autres exemples par la présence simultanée d'une forte densité de production porcine, avicole et laitière. La production porcine est prédominante en Catalogne et la spécialisation régionale des espèces est aussi plus forte en Allemagne.

Ces systèmes d'élevages se caractérisent une productivité élevée par unité de surface et par unité de travail avec un recours important à des intrants en particulier pour l'alimentation des animaux, alors que la consommation d'engrais chimiques est relativement limitée du fait de la valorisation des déjections animales. Les services d'approvisionnement, en particulier la production de protéines animales pour l'alimentation humaine, constituent donc la principale finalité de ces systèmes. L'exemple Allemand se distingue des deux autres par l'important développement de la production d'énergie par méthanisation, en relation avec une volonté politique forte. La méthanisation qui s'était également développée en Catalogne est en forte régression, du fait de l'abandon des subventions, alors qu'elle commence tout juste à se développer en Bretagne.

Les impacts environnementaux locaux liés aux émissions de nitrate, de phosphore et d'ammoniac associées à la gestion des déjections animales, constituent une limite importante de ces systèmes. Les potentiels "eutrophisation" et "acidification" sont ainsi élevés par ha de surface agricole, bien qu'ils soient faibles par kg de produits. A l'inverse, les impacts globaux en termes d'émission de gaz à effet de serre par unité de protéines animales produites sont particulièrement faibles compte tenu du type d'élevage (lait, œuf, viande de monogastrique) et de l'efficacité de production. Ces impacts sont encore réduits dans le cas de l'Allemagne du fait de la production d'énergie renouvelable par la méthanisation. Ces exemples illustrent à l'échelle des systèmes et/ou des territoires les antagonismes généralement observés entre les impacts globaux et locaux. De même, l'exemple allemand montre qu'il peut, dans certaines conditions, exister un "trade-off" entre d'un côté la production d'énergie renouvelable, la réduction des émissions de GES, et de l'autre, la protection de la ressource en eau, de la qualité de l'air et la préservation de la biodiversité.

Dans ces régions l'élevage contribue significativement à l'activité économique et à l'emploi ce qui favorise son acceptabilité locale. Compte tenu de la densité et du type d'élevage le nombre d'emplois indirects est en effet élevé, en particulier dans l'aval des filières pour la transformation des produits. Ceci constitue un atout pour le territoire mais peut aussi constituer une faiblesse si le coût du travail est plus élevé que dans les bassins de production concurrents, comme cela semble être le cas par exemple en Bretagne ; tout au moins pour certaines filières, comparativement à l'Allemagne ou à la Catalogne. A l'inverse, les impacts environnementaux locaux (algues vertes) et les nuisances liées aux odeurs contribuent à une remise en cause des systèmes d'élevages par la société. Ces impacts sont cependant très dépendants de la sensibilité du milieu et de l'occupation des territoires, les mêmes flux ne générant pas les mêmes impacts selon les territoires. La Bretagne apparaît à ce

titre plus sensible que d'autres régions. L'acceptabilité sociale de la production d'énergie par méthanisation en Allemagne est élevée dans un contexte d'accroissement des énergies renouvelables et d'abandon du nucléaire, mais elle tend à se réduire en raison de son très fort développement et des interrogations relatives aux possibles effets négatifs sur l'environnement.

La forte densité d'élevage conduit à un excès de fertilisants relativement aux besoins des cultures et ne permet pas de les valoriser au mieux. La mise en œuvre de la directive nitrates a fortement réduits la charge azotée d'origine animale par ha, souvent en dessous de 170kg/ha, voire moins lorsqu'une réglementation phosphore est implémentée. Dans ces trois exemples, l'utilisation des effluents pour la fertilisation reste la principale voie de valorisation. Elle s'inscrit dans une démarche d'économie circulaire ou d'écologie industrielle en favorisant le recyclage des déchets à différentes échelles territoriales. Ces échanges peuvent prendre la forme d'épandages chez des tiers, comme c'est le cas pour la majorité des éleveurs de porcs en Bretagne ou de plans d'épandage collectifs, comme illustré dans le cas type de la Catalogne. L'exemple Allemand est un peu particulier puisqu'il insère dans le système une étape de méthanisation elle-même associée à une production des cultures énergétiques. Dans les exploitations biologiques la méthanisation de déchets verts et de cultures est même conçue comme un outil de production de fertilisants azotés pour l'ensemble du système. L'intérêt environnemental de ces échanges entre exploitations/territoires a été confirmé par analyse de cycle de vie dans le cas d'un projet de plan d'épandage en Bretagne (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009). Toutefois, alors que c'est une pratique courante et favorisée dans plusieurs pays Européen et que le bilan environnemental était favorable, le projet n'a pu être mis en place sous la pression d'associations environnementales (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009) et aucune démarche collective de ce type ne s'est à ce jour développée en France contrairement aux autres pays. Le traitement plus ou moins poussé des effluents pour la production de fertilisants organiques constitue une autre voie permettant le transfert d'éléments fertilisants sur de plus longues distances. Ces traitements permettent de diminuer le volume à transporter, d'assurer une hygiénisation des produits et de les normaliser. C'est une pratique courante pour les fientes et litières de volailles qui peuvent être facilement séchées ou compostées et transportées vers les zones céréalières, de maraichage d'arboriculture ou de viticulture. Les stratégies actuelles visent aussi à poursuivre la réduction de ces impacts locaux en développant des technologies permettant de mieux recycler l'azote et le phosphore, par exemple en produisant des fertilisants organiques qui sont exportés. De même des techniques de lavage d'air se développent pour la réduction des odeurs et de l'ammoniac en sortie de bâtiment. Toutefois ces technologies nécessitent généralement de restructurer les bâtiments et elles se mettent en place principalement lors de leur rénovation ou de leur reconstruction. Ceci illustre l'importance des innovations technologiques dans le développement des approches d'écologie industrielle aux différentes échelles de l'exploitation, du territoire ou des filières.

Références bibliographiques

Agreste Bretagne, 2010. *Résultats de l'enquête régionale sur les haies en Bretagne*, 4 p. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R5310A08.pdf>

Agreste Bretagne; Draaf, 2014. *Tableaux de l'Agriculture Bretonne*, 170 p. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R5315A07.pdf>

Agreste Bretagne; Draaf, 2016. *Tableaux de l'Agriculture Bretonne 2015*, 93 p. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R5316A02.pdf>

Alignier, A.; Baudry, J., 2015. Changes in management practices over time explain most variation in vegetation of field margins in Brittany, France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 211: 164-172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.008>

Baudry, J.; Bunce, R.G.H.; Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60 (1): 7-22. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2000.0358>

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Ländliche Strukturentwicklung, 2011. *Nutzung von Grünland zur Biogaserzeugung : Machbarkeitsstudie*. München: Betriebswirtschaft und Agrarinformatik, LfL-Schriftenreihe, 218 p. http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_42135.pdf

Béline, F.; Dabert, P.; Peu, P.; Girault, R., 2010. La méthanisation des effluents d'élevage en France et en Europe : principe, état des lieux et perspectives. *Fourrages*, 203: 155-161. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1804>

Burel, F.; Baudry, J.; Butet, A.; Clergeau, P.; Delettre, Y.; Le Coeur, D.; Dubs, F.; Morvan, N.; Paillat, G.; Petit, S.; Thenail, C.; Brunel, E.; Lefeuvre, J.C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 19 (1): 47-60. [http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x\(98\)80007-6](http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x(98)80007-6)

Comité Régional Porcin., 2013. *Le porc en Bretagne, chiffres clés 2013*: Comité Régional Porcin, 32 p. http://leporcembreteagne.com/assets/files/Le_Porc_en_Bretagne_2013_VF.pdf

Commandeur, M.; Le Guen, R.; Dourmad, J.Y.; Casabianca, F., 2006. La diversité des styles d'élevages porcins : une approche dans les Côtes d'Armor. *Journées Recherche Porcine*, 247-254.

Couvreur, S.; Hurtaud, C.; Lopez, C.; Delaby, L.; Peyraud, J.L., 2006. The Linear Relationship Between the Proportion of Fresh Grass in the Cow Diet, Milk Fatty Acid Composition, and Butter Properties. *Journal of Dairy Science*, 89 (6): 1956-1969. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72263-9](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72263-9)

Draaf Bretagne, 2013. *L'élevage en Bretagne, hier, aujourd'hui et demain*, 36 p. http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/L_elevage_en_Bretagne_cle49c7b6.pdf

Dreal, 2014. *L'eau en Bretagne, bilan annuel 2013*, 47 p. www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr

Dressler, D.; Loewen, A.; Nelles, M., 2012. Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17 (9): 1104-1115. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0424-9>

Gaigné, C., 2012. Organisation des filières animales et environnement. Vingt ans après la directive nitrates. *INRA Productions Animales*, 25 (4): 233-244. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01208842>

Gaigné, C.; Le Gallo, J.; Larue, S.; Schmitt, B., 2012. Does Regulation of Manure Land Application Work Against Agglomeration Economies? Theory and Evidence from the French Hog Sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 94 (1): 116-132. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aar121>

Gerlach, F.; Grieb, B.; Zerger, U., 2013. *Sustainable biogas production. A handbook for organic farmers*. Frankfurt am Main, Germany: FiBL Projekte GmbH, 51 p. <http://www.sustaingas.eu/handbook.html>

Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science*, 347 (6220): 377-378. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>

Gis Elevage Demain, 2015. *Les emplois liés à l'élevage Français*: Gis Elevage Demain, 7 p. <https://www.gis-elevages-demain.org/Publications-du-GIS/Rapports-et-notes-d-orientation/Synthese-Les-emplois-lies-a-l-elevage-francais>

Gutzler, C.; Helming, K.; Balla, D.; Dannowski, R.; Deumlich, D.; Glemnitz, M.; Knierim, A.; Mirschel, W.; Nendel, C.; Paul, C.; Sieber, S.; Stachow, U.; Starick, A.; Wieland, R.; Wurbs, A.; Zander, P., 2015. Agricultural land use changes - a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecological Indicators*, 48: 505-517. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.004>

Hofmann, F.; Gamba, L.; Weddige, U.; Gerlach, F.; Wilinska, A.; Jaensch, V.; Schneider, C.; Baaske, W.E.; Lancaster, B.; Tersbøl, M.; García, F., 2014. *Report on analysis of sustainability performance for organic biogas plants. SUSTAININGAS Report D4.1*. Berlin, Germany: Ecofys Germany GmbH, 138 p. <http://www.sustaingas.eu/>

Hurtaud, C.; Agabriel, C.; Dutreuil, M.; Rouillé, B., 2010. Caractérisation de la composition des laits selon les pratiques d'alimentation dans les principales régions laitières françaises. *Rencontres Recherche Ruminants*, 381-384.

Jury, C.; Benetto, E.; Koster, D.; Schmitt, B.; Welfring, J., 2010. Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass & Bioenergy*, 34 (1): 54-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.011>

Le Goffe, P., 2008. La politique de l'eau : approche économique et application à la pollution des élevages. *INRA Productions Animales*, 21 (5): 419-426. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3372/34397/version/1/file/Prod_Anim_2008_21_5_3.pdf

Lebuhn, M.; Munk, B.; Effenberger, M., 2014. Agricultural biogas production in Germany - from practice to microbiology basics. *Energy, Sustainability and Society*, 4 (1): 1-21. <http://dx.doi.org/10.1186/2192-0567-4-10>

Longo, A.; Markandya, A.; Petrucci, M., 2008. The internalization of externalities in the production of electricity: Willingness to pay for the attributes of a policy for renewable energy. *Ecological Economics*, 67 (1): 140-152. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.12.006>

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1296-1304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>

Lorre, G.; Lang, A.; Dupraz, P.; Perrot, P.; Tregaro, Y.; Rosner, P.M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage dans le Grand Ouest*: Gis Elevage Demain, 118 p.

Mabon, F.; Raimbault, T.; Moreau, P.; Devienne, S.; Delaby, L.; Durand, P.; Ruiz, L.; Vertès, F., 2009. Concilier efficacité technico-économique et environnementale des exploitations agricoles en zone vulnérable : apport du diagnostic agricole. *Fourrages*, 199: 373-388. <http://www.afp-asso.fr/download.php?type=1&id=1753&statut=0>

Menesguen, A., 2003. *Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate*: Ifremer. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/143/>

Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 147: 89-99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>

Reise, C.; Musshoff, O.; Granoszewski, K.; Spiller, A., 2012. Which factors influence the expansion of bioenergy? An empirical study of the investment behaviours of German farmers. *Ecological Economics*, 73: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.10.008>

Svoboda, N.; Taube, F.; Kluß, C.; Wienforth, B.; Kage, H.; Ohl, S.; Hartung, E.; Herrmann, A., 2013. Crop production for biogas and water protection—A trade-off? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 177: 36-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.024>

Thenail, C., 2002. Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. Study case in Brittany, France. *Agricultural Systems*, 71 (3): 207-230. [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00048-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00048-8)

Thenail, C.; Baudry, J., 2004. Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 101 (1): 53-72. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00199-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00199-3)

Thenail, C.; Joannon, A.; Capitaine, M.; Souchère, V.; Mignolet, C.; Shermann, N.; Pietro F., D.; Pons, Y.; Gaucherel, C.; Viaud, V.; Baudry, J., 2009. The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture Ecosystems & Environment*, (131): 207-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.015>

Thiering, J.; Bahrs, E., 2011. Biogasproduktion in Deutschland – Sollte die energetische Nutzung von Wirtschaftsdünger explizit gefördert werden? Biogas Production in Germany – Should the Energetic Use of Manure be Explicitly Promoted? *German Journal of Agricultural Economics*, 60 (4): 259-275.

Weiland, P., 2006. Biomass Digestion in Agriculture: A Successful Pathway for the Energy Production and Waste Treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences*, 6 (3): 302-309. <http://dx.doi.org/10.1002/elsc.200620128>

Weiland, P., 2013. Production de biogaz par les exploitations agricoles en Allemagne. *Sciences Eaux & Territoires*, 12: 14-23.

Whiting, A.; Azapagic, A., 2014. Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70: 181-193. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.103>

Wilfart, A.; Dauguet, S.; Tailleur, A.; Garcia-Launay, F.; Willmann, S.; Laustriat, M.; Magnin, M.; Gac, A.; Espagnol, S., 2016. EcoAlim : une base de données sur les impacts environnementaux des matières premières utilisées en France pour l'alimentation animale. *Journées Recherche Porcine*, sous presse.

6.5. Territoires de polyculture-élevage : entre concurrences avec les cultures et opportunités

6.5.1. Introduction générale

La polyculture-élevage est vue par de nombreux auteurs comme un idéal agronomique (Hendrickson *et al.*, 2008 ; Lemaire *et al.*, 2014 ; Wilkins, 2008) voire un modèle pour l'agroécologie (Bonaudo *et al.*, 2014). Associer productions animales et végétales conférerait des bénéfices économiques, sociaux et environnementaux aux exploitations par rapport à la spécialisation (Martin *et al.*, 2016; Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2015). Les complémentarités entre élevage et cultures, via notamment un meilleur bouclage des cycles des nutriments, limiteraient les pertes d'azote, de phosphore vers l'environnement (Hendrickson *et al.*, 2008 ; Lemaire *et al.*, 2014). Ceci contribuerait à réduire l'usage des intrants tout en permettant une agriculture productive et économiquement viable. De plus, la polyculture-élevage permettrait de maintenir une mosaïque paysagère diversifiée favorable à la biodiversité (Figure 6.5.1.)

Malgré ces intérêts agronomiques potentiels, les exploitations de polyculture-élevage sont en déclin en France et dans toute l'Union Européenne (Watson *et al.*, 2016). Ceci est notamment lié au fort besoin de main d'œuvre nécessaire pour combiner cultures et élevage (Ryschawy *et al.*, 2013). La complexité de gestion des systèmes de polyculture-élevage crée en particulier des problèmes liés à l'organisation et l'efficacité du travail (González-García *et al.*, 2012) et une demande de compétences pointues dans des domaines variés (Peyraud *et al.*, 2014). De plus, la meilleure rentabilité et le soutien aux grandes cultures a induit de fortes concurrences menaçant le maintien des exploitations de polyculture-élevage (Hendrickson *et al.*, 2008; Ryschawy *et al.*, 2013; Veysset *et al.*, 2005). L'analyse de la bibliographie internationale offre néanmoins des perspectives nouvelles via (i) une meilleure intégration des activités d'élevage et de cultures au sein des exploitations (Havet *et al.*, 2014 ; Lemaire *et al.*, 2014), (ii) la vente de produits sous signe d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO²⁸) ou (iii) une intégration cultures-élevage au niveau de collectifs d'exploitations (Martin *et al.*, 2016; Moraine *et al.*, 2017 ; Regan *et al.*, 2015) ou de territoires (Moraine *et al.*, 2016). Les échanges entre céréaliers et éleveurs spécialisés permet en effet de palier aux limites liées à l'organisation du travail au niveau de l'exploitation (Moraine *et al.*, 2016 (accepté)).

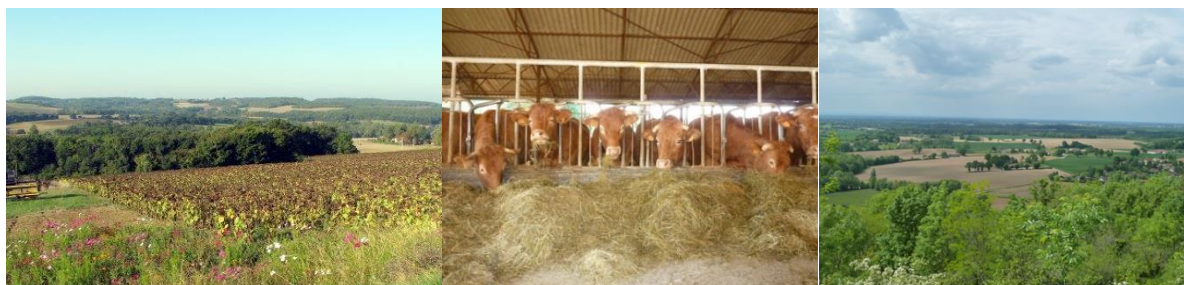


Figure 6.5.1.: Systèmes de polyculture-élevage créant une mosaïque diversifiée de paysages en diversifiant les cultures pour l'alimentation animale.

Les études de cas mobilisées dans ce chapitre ci-après se fondent sur l'éclairage des conditions de maintien de systèmes de polyculture-élevage dans un contexte de concurrence avec les grandes cultures. Nous avons sélectionné trois territoires emblématiques de polyculture-élevage en France : le Montmorillonnais, le bassin Tarn-Aveyron et la Bresse (Figures 6.5.2. et 6.5.3.). Ces trois territoires sont contrastés en termes de part relative de grandes cultures ou d'élevage et situés dans des contextes pédoclimatiques différents. Le contexte pédoclimatique est plus favorable aux grandes cultures dans le Montmorillonnais (Benoit and Laignel, 2011). Le bassin Tarn-Aveyron comporte quant à lui au nord-est des zones pentues réservées à l'élevage et au sud-ouest des zones aux sols limono-argileux dans lesquelles la culture est possible (Moraine *et al.*, 2016 (accepté)). La Bresse est marquée par un climat humide permettant une diversification des systèmes d'élevage avec des plaines à caractère bocager (Delfosse, 2011b). Enfin, la polyculture-élevage est étudiée au niveau de

²⁸ SIQO : signes d'identification de la qualité et de l'origine

l'exploitation en Bresse et dans le Montmorillonnais et au niveau du territoire par la conception d'échanges céréaliers-éleveurs dans le bassin Tarn-Aveyron.

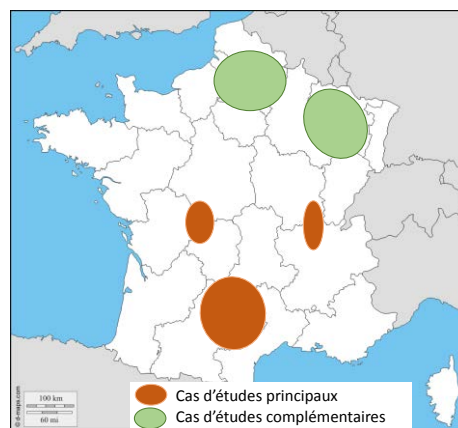


Figure 6.5.2: Gradient correspondant à la place relative des cultures et de l'élevage dans les cas d'étude retenus

Pour éclairer l'analyse de ces cas d'études principaux, nous avons choisi trois terrains complémentaires : la Picardie, la Lorraine et la Pologne. En Picardie, le maintien de la polyculture-élevage est très menacé par la spécialisation en grandes cultures, en particulier à cause de problèmes d'organisation du travail en élevage (Gédouin, 2008). En Lorraine, les exploitations de polyculture-élevage sont très intensifiées : elles priorisent les économies d'échelles, juxtaposant ateliers d'élevage et de cultures et réduisant ainsi les bénéfices environnementaux des exploitations (Perrot *et al.*, 2012). Enfin, en Pologne, le modèle d'exploitations diversifiées traditionnelles et ayant une part importante d'autoconsommation est remis en question par la transition vers un modèle plus productiviste favorisant la spécialisation et l'agrandissement des exploitations (Darrot, 2008b).

Figure 6.5.3: Localisation géographique des cas d'étude retenus.

Les trois terrains principaux sont représentés en orange foncé : le Montmorillonnais, zone intermédiaire avec un maintien d'exploitations de polyculture-élevage; le bassin Tarn-Aveyron, spécialisation en grandes cultures dans des zones de vallées et en élevage de ruminants dans des zones plus vallonnées avec une forte augmentation du maïs ; la Bresse territoire de systèmes d'élevage diversifiés disposant de signes de qualité et ayant aussi des systèmes de culture. Les trois terrains complémentaires retenus permettent de conforter l'analyse transversale et d'élargir le gradient à des territoires très spécialisés en grandes cultures, la Picardie et la Lorraine, et à des évolutions en cours favorisant la spécialisation des systèmes de production, la Pologne.



Sources bibliographiques :

Une soixantaine de références ont été mobilisées dans ce chapitre. Ce sont principalement des articles de revues internationales de rang A ou françaises publiées par les co-auteurs sur les trois terrains principaux retenus, en l'occurrence l'Inra UMRH de Clermont-Ferrand pour le cas Montmorillonnais ; l'Inra UMR AGIR à Toulouse pour le bassin Tarn-Aveyron et du Laboratoire d'études rurales, de l'Université Lyon 2. Sur le cas Montmorillonnais, les travaux en économie reposent sur un suivi d'exploitations en cours depuis 1982 ; les travaux en agronomie sur le cas Tarn-Aveyron datent des cinq dernières années ; les travaux sur la Bresse en géographie sont poursuivis depuis 1993. Enfin, les statistiques générales agricoles de 1989 à 2014 ont été utilisées pour certaines analyses chiffrées au niveau départemental et des articles scientifiques complémentaires ont été utilisés pour mettre en perspective les éléments présentés.

6.5.2. Le Montmorillonnais : un territoire où l'élevage ovin est en déclin face à la concurrence avec les grandes cultures

Le Montmorillonnais est situé à la jonction de trois régions (Poitou-Charentes, Centre et Limousin) et de quatre départements (Vienne, Charente, Haute-Vienne et Indre), s'insérant ainsi dans un vaste ensemble rural, entre les agglomérations de Poitiers, Angoulême et Limoges – Figure 6.5.4. Il jouxte la bordure nord-ouest du Massif Central et l'altitude correspond à celle des plaines de l'ouest (entre 100 et 200m). Le potentiel agricole n'est pas très élevé, en particulier du fait de la présence de terres de brandes (sols acides, légers en surface, hydromorphes en profondeur). Le Montmorillonnais subit fortement les influences de deux zones limitrophes dont les activités agricoles sont très spécialisées, de longue date : au Sud, le Limousin, avec des herbages la destinant à la production de ruminants, essentiellement allaitants (ovins et bovins) ; au Nord, les plaines de l'Indre avec de meilleurs potentiels pour les grandes cultures, et se rapprochant des grandes zones spécialisées du Centre.



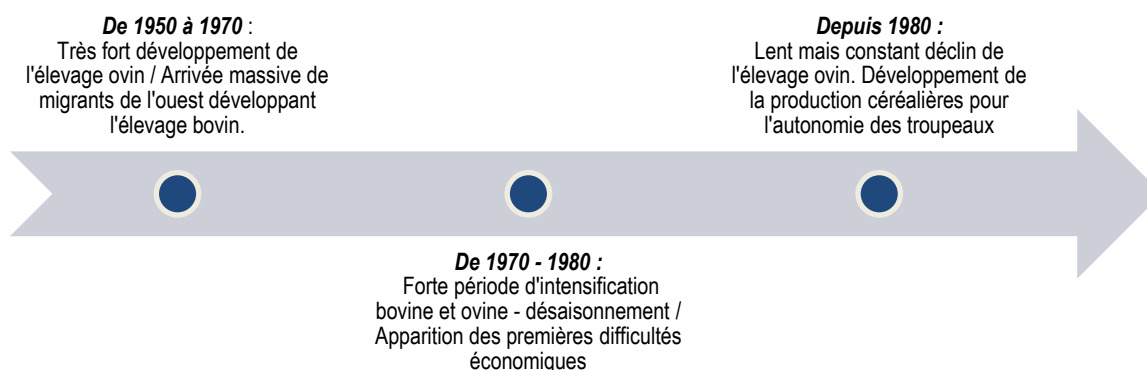
Figure 6.5.4.: Localisation du Montmorillonnais et photographies d'illustration du système polyculture-élevage local

Contexte et évolution générale sur la zone

Cette région est caractérisée par une évolution de l'élevage ovin marquée par 30 ans de développement (1950-1980) puis 30 ans de déclin, sous l'effet de facteurs socio-économiques majeurs (Jean, 1986). Les caractéristiques des terres, peu productives, y ont favorisé le développement d'un élevage extensif, avec, il y a un siècle, peu de liens aux marchés extérieurs. Le système de métairie a retardé la modernisation des exploitations, par l'absence d'investissements, et maintenu la présence de ce type d'élevage extensif. Les années 30 ont été difficiles du point de vue économique, avec la dégradation de la rentabilité de l'élevage bovin et des cultures, et la raréfaction de la main-d'œuvre. Ces éléments ont fortement favorisé les systèmes extensifs ovins sur de plus grandes structures, avec peu d'investissements. Depuis les années 1950, on a assisté à une augmentation de l'élevage ovin viande, puis son déclin à partir de 1970, en lien avec les difficultés économiques du secteur. Les exploitations se sont tournées vers l'élevage bovin lait et viande, puis vers les grandes cultures, qui, malgré les rendements limités, sont apparues très attractives par leur rentabilité (soutien spécifique de la PAC à partir de 1992) et surtout par leur moindre charge en travail. Cette évolution vers les cultures, dont l'essentiel a été destiné à la vente, s'est faite au détriment des prairies permanentes dont la surface a été divisée par deux sur la période. La figure 6.5.5. vise à retracer les périodes majeures d'évolution des systèmes d'élevage dans le Montmorillonnais. Il est ainsi possible de retracer, au cours des 80 dernières années, de façon très schématique, l'évolution des services procurés par les exploitations ovines (voire l'ensemble des exploitations de la zone) (RGA, 2010²⁹), avec une forte érosion des services environnementaux.

²⁹ RGA, Recensement Général Agricole 2010. Accessible à : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010>

Figure 6.5.5.: Trajectoire d'évolution générale des systèmes d'élevage dans le Montmorillonnais



Diversité des bouquets de services fournis par l'élevage sur le cas considéré

Services d'approvisionnement et services environnementaux

Une typologie contrastée de systèmes d'élevage ovins a été élaborée dans la région à partir des années 90 (Benoit and Laignel, 2011; Benoit *et al.*, 1997 ; Dedieu *et al.*, 1997). Quatre types peuvent être schématiquement mis en avant : 1/ des systèmes traditionnels, extensifs, peu productifs (ovins) et développant souvent un atelier de cultures de vente, 2/ des systèmes « Herbagers », sans culture, très saisonnés mais productifs, basés une production d'herbe de qualité (prairies temporaires) et l'optimisation de son utilisation, 3/ des systèmes « Mixtes », très représentés, issus des préconisations des organismes de développement, avec deux périodes de mise bas (dont contre-saison), de gros cheptels et des cultures majoritairement destinées à l'alimentation du troupeau, 4/ des systèmes de contre-saison, moins fréquents et en général plus récents, avec de nouveaux génotypes ovins adaptés, et de gros ateliers de grandes cultures .

Les systèmes « Herbagers », qui affichent un bilan particulièrement positif au niveau environnemental et d'un point de vue social, n'ont pas été soutenus, voire ont été découragés, car présentant une forte saisonnalité de leur production qui ne convenait pas aux filières. Leurs intérêts environnementaux sont liés au maintien de surfaces de prairies : peu/pas de pesticides utilisés, pas d'engrais azotés (du fait de l'utilisation de légumineuses prairiales), présence de prairies permettant le stockage de carbone, maintien d'un maillage dense de haies à l'aspect paysager historique (présence de chênes centenaires). Il y avait peu d'intérêt pour les éleveurs à agrandir les parcelles par arrachage de haies car elles servaient notamment d'abris naturels aux animaux. La mécanisation étant peu importante, avec un système en partie en plein air hivernal, les exploitations ayant de faibles stocks de fourrages, et peu ou pas de cultures. Sur la période 1989-2015, ces systèmes ont présenté en moyenne les meilleures rentabilités économiques et ont dégagé les meilleures valeurs ajoutées par ha. Ceci montre le potentiel de ces exploitations à valoriser au mieux la ressource fourragère, permettant une viabilité sur une SAU limitée.

Les systèmes « Mixtes » (associant élevage et cultures), pourraient être potentiellement favorables du point de vue de la production de services environnementaux (Ryschawy *et al.*, 2014b) car associant cultures et élevage. Néanmoins, les interactions entre les ateliers mériteraient à être optimisées, avec la recherche d'une meilleure utilisation du potentiel des légumineuses fourragères et une plus forte utilisation par le troupeau des céréales produites (Benoit and Laignel, 2010). Concernant l'atelier ovin seul, la consommation d'énergie non renouvelable par kilo de viande produite est ainsi supérieure chez les Mixtes, avec 2.18 MJ/kg carc. vs 1.47 chez les Herbagers (Pottier *et al.*, 2009). Des observations comparables ont pu être faites en systèmes de polyculture-élevage bovin lait et viande, (Perrot *et al.*, 2013 ; Veyssset *et al.*, 2014). Avec la présence quasi exclusive de prairies, la séquestration du carbone est par ailleurs supérieure chez les Herbagers, de même que l'impact sur la qualité des eaux.

Globalement, au-delà de la diversité des systèmes d'élevage ovin de la zone, on peut considérer que cet élevage un rôle majeur (avec l'élevage bovin viande) en termes de production de services environnementaux. Il représente un levier essentiel dans la sauvegarde de l'aspect bocager local reposant sur la présence de haies arborées (y compris de haut jet), avec les services associés. Il en est de même pour le maintien de surfaces herbagères, certes de moins en moins basées sur des prairies permanentes, mais qui jouent un rôle essentiel dans la qualité des eaux de surface et souterraines, avec la faible utilisation voir l'absence de pesticides, et dans une moindre mesure pour la séquestration du carbone (renouvellement par labour des prairies tous les 3-6 ans).

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

Depuis les années 1980, un fort déclin de l'élevage est observé sur la zone. Les exploitations se sont tournées vers les grandes cultures, rendues très attractives par leur rentabilité et surtout leur moindre charge en travail. La contribution de l'élevage à l'emploi, au niveau des exploitations, des structures de développement et des industries agro-alimentaires associées, est faible dans les départements sur lesquels se situe en partie le Montmorillonais (environ 2,3% en Indre, 2% en Vienne et Charente et 3,9 % en Haute-Vienne – (Ryschawy *et al.*, 2015). Ces départements présentent une faible spécialisation en élevage, ce qui les rapproche d'autres territoires français et en particulier la Picardie, où l'élevage a fortement diminué au profit des grandes cultures, contribuant à la diminution de l'emploi agricole.

Encadré 1 : La Picardie illustre la diminution de l'élevage liée aux contraintes d'organisation du travail.

En Picardie aussi, l'élevage est en repli avec une baisse de 11% des exploitations bovines et 6% des exploitations ovines entre 2000 et 2004. Ce repli est surtout observé dans la zone de cultures à faible densité d'élevage ainsi que dans la zone mixte à densité moyenne. Ces systèmes d'élevage sont majoritairement de polycultures-élevage.

Les préoccupations exprimées par les éleveurs sur leur travail sont de différents ordres : volumes de travail élevés (journées chargées avec volumes d'astreinte élevés, manque de temps libre), charge mentale (lassitude, stress) ou encore pénibilité physique. Par ailleurs, le fait d'être dans une région orientée vers les grandes cultures a un impact fort sur la façon dont les éleveurs se considèrent : leur discours est marqué par les comparaisons avec des systèmes sans élevage, que ce soit pour mettre en avant les atouts de leur métier d'éleveur ou ses contraintes. En zone de culture, l'image que font ressortir les éleveurs est ainsi particulièrement négative. Cette perception marque une impression de manque de reconnaissance d'une identité d'éleveur, tant vis-à-vis de la profession agricole en région que vis-à-vis du grand public (Gédouin, 2008).

Face aux enjeux de maintien de l'élevage pour les filières agricoles et alimentaires (valeur ajoutée, emploi) ainsi que pour le paysage et l'environnement, les acteurs des filières animales se sont mobilisés au sein d'un plan d'action régional « Vivre l'Elevage en Picardie » (VIP) à la demande du Conseil Régional Picard. Ce programme s'est constitué autour de trois axes principaux dont l'un portait sur l'amélioration des conditions de travail et de la qualité de vie des éleveurs appelé « **PACT'Elevage** » (**Projet pour l'Amélioration des Conditions de Travail en Elevage**). Il a été mis en œuvre de 2007 à 2010 et a rassemblé les structures actrices des filières d'élevage régionales (Chambres d'agriculture, Organisme de contrôle laitier et de performance, Organisations de producteurs viande, Laiteries, Syndicalisme, Centres de gestion, etc.).

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis

La figure 6.5.6 présente le bouquet de services fourni par le système de polyculture-élevage dominant dans le territoire Montmorillonais.

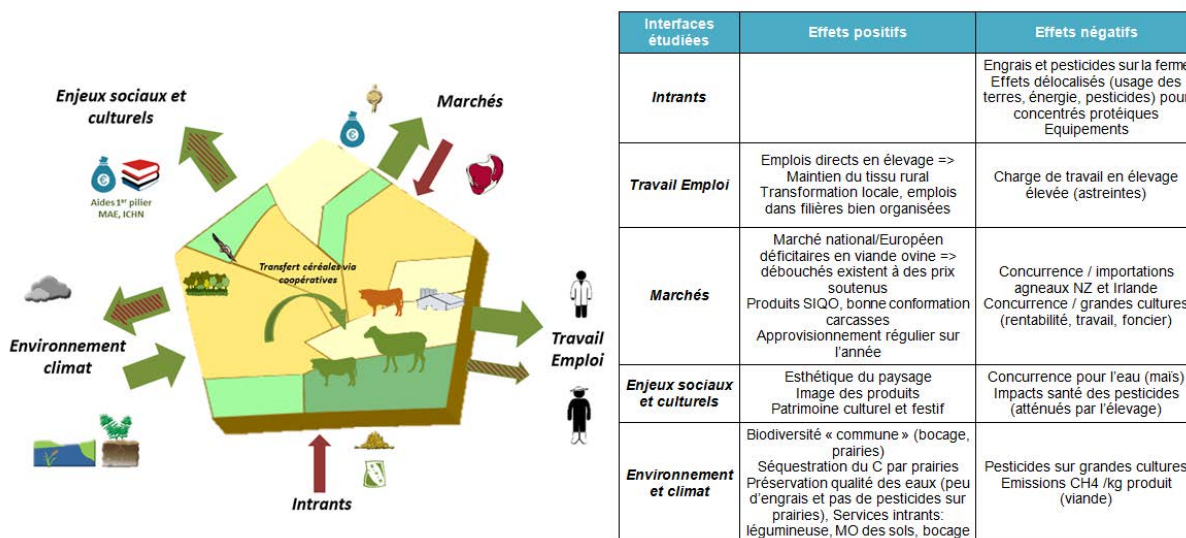


Figure 6.5.6. : Bouquet de service du système de polyculture-élevage dominant dans le Montmorillonais selon la grange de l'Esco présentée dans le chapitre 2

La diversité : un élément-clé pour la production de services

A l'échelle du territoire, la diversité des systèmes de production ovins, du point de vue leur saisonnalité, apparaît favorable en termes de services de production (Figure 6.5.6.). A l'échelle des exploitations, la diversité des ateliers (systèmes mixtes ovins-bovins et ovins- cultures par exemple) peut également améliorer les performances, tant en termes de performances économiques : +10% de marge brute par UGB ovine et +30% par ha SFP, en système mixte vs système spécialisé ovin, à périodes de mise bas comparables (Jean, 1986; Pierson *et al.*, 1982) que de performances environnementales (Sneessens *et al.*, 2014) via en particulier l'optimisation de l'utilisation des ressources fourragères (Dedieu *et al.*, 1990).

L'évolution des filières pour accompagner le maintien des exploitations de polyculture-élevage

L'un des faits marquants de l'évolution est issu de l'aval de la filière qui a poussé à un désaisonnement de la production tout en maintenant, voire rehaussant les critères de qualité (dont la conformation). Le schéma type issu de cette volonté a été un système de production (système « mixte » présenté, ci-avant) basé sur 2/3 des mises-bas au printemps et 1/3 à l'automne à partir de début octobre, par synchronisation hormonale, avec des effectifs de brebis significatifs (400-500 brebis par travailleur) et l'utilisation de races conformées, mais dont la capacité de reproduction en contre saison et les caractéristiques maternelles (facilité de mise bas, allaitement des agneaux) peuvent être nettement inférieures à celles de races « rustiques » moins bien conformées. Cependant, la remise en cause de ces génotypes conformés n'a été réalisée que tardivement, au début des années 2000. Par ailleurs, leurs qualités maternelles en retrait (en comparaison aux races « rustiques ») ont exacerbé les problèmes de travail dans les élevages, par une surveillance renforcée, voire des taux de mortalité des agneaux très élevés. Ces éléments expliquent des difficultés de conduite et les performances techniques parfois faibles de ces systèmes.

Satisfaire la filière tout en proposant des systèmes d'élevage fournissant globalement une large gamme de services pourrait passer par le renforcement de la complémentarité entre deux types de systèmes performants, en particulier du point de vue de la charge de travail et des performances techniques et économiques : d'une part des systèmes « herbagers » fournissant des agneaux de juin à novembre, avec des races herbagère bien conformées maximisant la valorisation des fourrages ; d'autre part des systèmes de contre-saison pour des ventes d'agneaux entre décembre et mai, engraisés en bergerie avec une alimentation à base de céréales locales, et sur la base de races spécifiques ayant un comportement optimal à cette saison (Romane ou Lacaune viande par exemple). L'objet est donc de fournir un maximum de services en jouant sur la complémentarité de systèmes performants, en particulier du point de vue de l'éleveur, de son exploitation et de la filière d'aval.

6.5.3. La Bresse : un territoire où les exploitations de polyculture-polyélevage se maintiennent en jouant sur la valorisation de leurs productions de qualité

La Bresse est une région naturelle qui se répartit entre trois départements : Ain, Saône-et-Loire et pour une petite part Jura (Figure 6.5.7.). Elle a la forme d'un parallélogramme d'environ 100 km du Nord au Sud et 40 d'Est en Ouest. Elle est constituée par une grande partie de la plaine d'effondrement, qui s'étend entre le Jura et le Massif Central, et qui est composée de sédiments marneux et sableux recouverts d'un limon siliceux. Le relief est formé de petites collines aux pentes douces et de larges vallées au fond desquelles coulent lentement de petites rivières. Une des principales caractéristiques de la Bresse est l'importance de l'eau et de l'humidité. Cette région paraît au premier abord difficile du point de vue agricole, mais comme le climat est relativement doux et le sol meuble, la Bresse est devenue une grande plaine agricole à caractère bocager, avec outre les haies, des bois et des rideaux de saules et de peupliers.

La Bresse est un territoire rural polarisé par Bourg-en-Bresse à l'extrême sud et Louhans en Saône-et-Loire. Au Sud, dans ce qu'on appelle la Bresse de l'Ain, la Bresse est concernée par un phénomène de périurbanisation autour de la ville moyenne de Bourg-en-Bresse. Le département de l'Ain est en effet un des départements français qui a le plus fort taux de croissance démographique ces dernières années. Le bassin de vie de Bourg-en-Bresse est attractif notamment en termes d'emplois industriels.

Cette petite région est marquée par une forte identité liée au polyélevage et notamment à celui de la volaille de Bresse protégée depuis les années 1930 et la culture ancienne du maïs (Ponsot, 2005). Elle est bordée de régions elles aussi à fortes identités dont les systèmes de production agricole ont eu des influences sur ceux de la Bresse : système Comté à l'Est, Charollais à l'Ouest.

La Bresse se caractérise toujours par la multiplicité de ses élevages et la présence de cultures. La cohabitation se fait à l'intérieur des exploitations, mais aussi, de plus en plus, entre exploitations. Ainsi d'après les données du

recensement agricole (2010), en Bresse de Saône-et-Loire, on note une répartition équitable entre les exploitations qui ont une orientation dominante en bovins allaitants, culture ou ateliers laitiers ; viennent ensuite les exploitations avicoles.

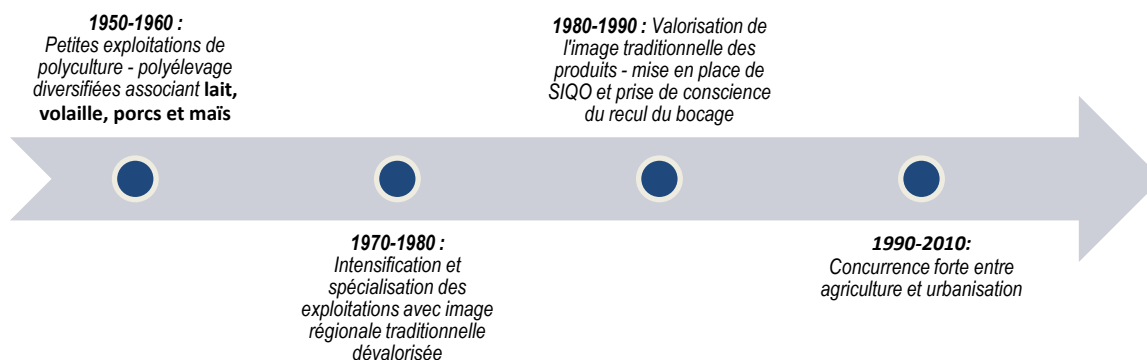


Figure 6.5.7.: Localisation de la Bresse et photographies d'illustration du système polyculture-élevage local

Contexte et évolution générale de la zone

A la fin du 19^e siècle, le système bressan se caractérise par un polyélevage et une polyculture associant lait, volaille, porcs et maïs au sein de chaque exploitation (Figure 6.5.8.). Les cultures, dont notamment le maïs, sont essentiellement destinées à l'alimentation des animaux. Si la Bresse est alors surtout connue pour ses volailles, la production laitière y joue un grand rôle ; un rôle original car les éleveurs maintiennent cette production surtout pour pouvoir utiliser le caillé dans l'alimentation des volailles et le petit lait dans celle des porcs. La production laitière est essentielle dans le système d'autoconsommation, les produits laitiers venant tout de suite après les céréales dans le régime alimentaire des Bressans. Elle intervient également dans le budget des ménages, grâce à la vente du beurre.

Figure 6.5.8.: Trajectoire d'évolution générale des systèmes d'élevage en Bresse



On peut distinguer plusieurs périodes dans l'évolution de ce système. La première correspond à l'entre-deux-guerres avec l'apparition de structures de transformation du lait et notamment dans la Bresse de l'Ain le développement de coopératives laitières spécialisées dans la production de beurre (Boudol, 1949 ; Delfosse, 1993). Dans le même temps, le rôle identitaire de la volaille se renforce avec la création d'un syndicat de défense et une demande d'appellation d'origine obtenue par jugement de tribunal administratif en 1936. Cette appellation est confirmée par une loi en 1957, relative à la volaille de Bresse.

Une deuxième période commence en 1960, elle est à la fois celle de l'intensification d'une partie des exploitations (en particulier pour la volaille) et dans le même temps celle de l'affirmation de l'image d'une région « traditionnelle ». Les outils de transformation se développent durant cette période notamment par le biais de coopératives. Des pôles de résistances à l'intensification existent autour de la volaille de Bresse fine et du beurre, sans oublier le maintien de savoir-faire charcutiers chez les artisans de bouche. Une crise de la main-d'œuvre, liée à l'exode rural, se fait sentir qui remet en cause le « système bressan ». Des élevages intensifs de volaille se mettent en place sur le modèle label rouge, brouillant ainsi l'image de la volaille de Bresse AOC (Diry, 1985). La majeure partie de ces élevages est intégrée par les structures coopératives céréalières. La production laitière se modifie aussi considérablement en lien avec l'apparition de l'ensilage (années 1970) et l'évolution des structures de transformation : les coopératives laitières bressanes appartiennent à la fédération régionale qui valorise la production de lait écrémé sous forme de poudre et qui ne rend donc plus nécessaire sa valorisation sur les

exploitations dans les élevages de volailles et pour la production fermière de porcs. Les coopératives laitières produisent de plus en plus des produits standards : lait de consommation pour la Bresse louhannaise et fromages de type emmental pour celles de l'Ain. Toutefois, les plus petites maintiennent la production de beurre dont le marché régional reste important. Pendant ce temps la production céréalière s'intensifie, les parcelles s'agrandissent et le bocage recule surtout sur les marges de la Bresse.

A partir des années 1980, « les traditions » commencent à être valorisées notamment à travers la gastronomie et des structures muséales valorisant les produits de terroir de la Bresse (Plet and Delfosse, 1992). Dans le même temps les exploitations commencent à prendre des trajectoires différentes : spécialisation dans l'élevage laitier, dans la céréaliculture et dans l'élevage avicole et on note une tendance au passage de l'élevage laitier à l'élevage bovin viande suite à l'instauration des quotas laitiers et grâce à l'influence du modèle charolais. Le syndicat de l'AOC volaille de Bresse refuse la modification du mode d'alimentation de la volaille (refus de l'alimentation en soja) et maintient une alimentation fondée sur le maïs et le petit lait complétée par de la nourriture que les volailles trouvent dans les prés. Cette période se caractérise également par un début de prise de conscience du recul du bocage et de la nécessité de le mettre en valeur, notamment en Bresse de l'Ain.

On peut identifier une période plus récente depuis le début des années 2000 dans laquelle on voit apparaître autour de Bourg-en-Bresse une pression urbaine notable ; des difficultés de l'élevage de volaille avec la chute du nombre d'éleveurs ; une fragilité des structures de transformation laitière ; mais aussi une volonté de valorisation de la crème et du beurre de Bresse sur le modèle de l'AOP volaille et en s'appuyant sur cette « ancienne » appellation. Aujourd'hui ce territoire s'illustre par une multiplicité de signes de qualité valorisant les produits de l'élevage : une AOP sur la volaille de Bresse, une sur la dinde de Bresse obtenue en 1986 ; une AOP beurre et crème de Bresse (2012 pour la labellisation en AOC, 2014 pour la labellisation AOP), une IGP volailles fermières de l'Ain. Malgré cela, les prairies reculent face à la pression de la céréaliculture.

Diversité des bouquets de service fournis

Services d'approvisionnement

Il convient de revenir rapidement sur la diversité des produits animaux fournis par les exploitations dans les Bresses de l'Ain et de Saône-et-Loire et sur l'importance des transformations agro-alimentaires. On compte au début des années 2010 (RGA, 2010³⁰) 132 000 bovins dont 23 600 vaches allaitantes et 29 000 vaches laitières (Bresse et de l'Ain et Bresse de Saône-et-Loire) ; 69 000 porcs à l'engraissement et 5 500 truies-mères en Bresse de l'Ain et 55 000 porcs charcutiers en Bresse Louhannaise. Les productions en AOP volaille de Bresse sont en déclin. En 2010, on compte 865 000 poulets de Bresse, 75 000 poulardes et 25 000 dindes pour l'ensemble de l'appellation. Les productions ovines et caprines ne retiennent pas l'attention des services agricoles car elles sont moins importantes. Les produits issus de l'élevage sont commercialisés et transformés par différents canaux : les IAA (coopératives et privées), transformations artisanales (charcuterie notamment) et à la ferme avec vente directe.

Services environnementaux

Le maintien du bocage et des prairies est lié à celui des élevages bovin et avicole. Entre 2000 et 2010, la disparition d'un nombre élevé d'exploitations laitières a contribué à l'augmentation des surfaces en céréales. Aujourd'hui (RGA, 2010³¹) dans la Bresse de l'Ain un relatif équilibre est observé entre prairies et culture. Les cahiers des charges des AOP Volaille de Bresse et crème et beurre de Bresse contribuent au maintien des prairies et du bocage, en spécifiant notamment un linéaire minimal de haies par hectare (40m par ha de SAU pour la crème et le beurre, 25 m par ha de parcours pour les volailles). Toutefois, l'élevage de volaille AOP a une empreinte carbone plus importante que le poulet standard, en lien entre autres avec un âge plus élevé à l'abattage (Cf. Chapitre 6.6 ; (da Silva *et al.*, 2014)). De plus, ces types de conduite plein air des volailles entrent en conflit avec la biodiversité, en particulier par la prédation des renards qui causent des pertes très importantes. Parmi ces services environnementaux et de biodiversité domestique on peut signaler la présence d'un centre de sélection de la volaille de Bresse qui est désormais le centre de sélection reconnu pour la plupart des races locales et anciennes de volaille.

³⁰ RGA, Recensement Général Agricole 2010. Accessible à : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010>

³¹ RGA, Recensement Général Agricole 2010. Accessible à : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010>

Services culturels et patrimoniaux

Dans cette petite région, l'élevage joue un rôle particulièrement important en termes culturels et patrimoniaux. Le nombre des AOP l'atteste, mais aussi la reconnaissance gastronomique des produits de la région et leur valorisation par les chefs cuisiniers renommés dans la Bresse elle-même, à Bourg-en-Bresse et à Lyon. La volaille de Bresse est reconnue comme un produit de luxe : les chapons notamment sont servis dans les grands restaurants lyonnais et parisiens. Le renouveau de l'image de la volaille depuis les années 1990 a été très largement porté par les grands chefs. Georges Blanc dont l'entreprise est localisée dans la Bresse de l'Ain a beaucoup fait pour la notoriété de la volaille (Clergeau and Etcheverria, 2013). Le chef cuisinier a intégré le Comité interprofessionnel de la volaille de Bresse (CIVB) en 1976 et en est devenu le président en 1986 ; il est toujours le président d'honneur de l'AOP. Le village de Vonnas où il est installé constitue un « haut-lieu gastronomique » et de la volaille de Bresse en même temps ; la volaille de Bresse est le logo du chef étoilé. Des activités culturelles font aussi références et reposent sur l'image de l'élevage (Delfosse, 2004 ; 2011b).

Les difficultés des petites coopératives laitières/beurrières de la Bresse les ont amenées à valoriser leur mode de production spécifique pour le beurre notamment : procédés non continus, savoir-faire de beurriers. Les crème et beurre de Bresse sont également valorisés par les circuits gastronomiques régionaux et sont fortement soutenus par la consommation régionale.

La gastronomie locale, très liée aux productions animales, est mise en valeur dans des structures muséographiques et à travers des manifestations d'envergure nationale comme les Glorieuses de Bresse. Ces éléments contribuent au tourisme rural : le marché de volaille vivante de Louhans constitue ainsi une attraction touristique. La Bresse est par ailleurs labellisée site remarquable du goût.

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

Le nombre d'emplois directs et induits par l'agriculture et notamment l'élevage est important : en Bresse de l'Ain, selon la Chambre d'Agriculture, 2300 emplois sont liés en 2010 à l'agriculture dont une très large part liée aux filières animales : 15% pour la filière lait, 35% la filière viande, 3% des coopératives d'approvisionnement et 25% de plats préparés. Les emplois générés tiennent à l'existence d'infrastructures importantes : un abattoir de bovins, porcins et ovins ; 4 abattoirs de volailles ; 4 laiteries rien que pour la Bresse de l'Ain ; une coopérative d'allotement des bovins ; un centre de sélection de la montbéliarde. La vitalité de l'élevage dans la Bresse et dans les régions environnantes a permis à la ville de Bourg-en-Bresse de garder un foirail qui est le premier marché bovin de France (plus de 2000 bovins y transitent chaque semaine, générant 2 millions d'euros de transaction hebdomadaire). On trouve aussi un abattoir porcin à Bourg-en-Bresse.

Encadré 2 : La Pologne, la polyculture-élevage remise en question par la modernisation de l'agriculture

En Pologne l'agriculture familiale de polyculture-élevage dominait jusqu'à l'entrée du pays dans l'UE en 2004. Les exploitations d'autosuffisance, voire de semi-subsistance n'y sont plus dominantes aujourd'hui mais y restent plus importantes que dans la plupart des autres pays d'Europe. Jusqu'à l'entrée de la Pologne dans l'UE, le système de production classique était fondé sur la complémentarité entre productions animales et végétales, visant à minimiser les achats par le recours à l'autoproduction de l'essentiel des fourrages et des matières fertilisantes sous forme de fumiers compostés (Darrot, 2008a). Une excellente complémentarité entre élevages et cultures était donc permise par les transferts réciproques de fertilité (fumier, alimentation animale - (Darrot, 2008a). Les familles donnaient la priorité à l'autonomie sous toutes ses formes : auto-production des semences, des rations animales, maintien de la fertilité, alimentation familiale, outillage, énergie...les familles étaient autonomes pour leur consommation de viande porcine, volaille, d'œufs, lait et fromages.

Cette agriculture se caractérisait par la partition de l'exploitation en quatre composantes fixes : terres arables, pâturages et prairies permanent(e)s, forêt paysanne, jardin vivrier. La vocation de chaque parcelle était déterminée par des données agronomiques (qualité du sol) et spatiales (éloignement du siège d'exploitation). Sur les terres arables, les rotations étaient souvent quadriennales et faisaient alterner plantes sarclées, céréales et légumineuses. Les différents espaces étaient bien utilisés ; ainsi les multiples espaces arborés spontanés des bas-fonds humides étaient préservés comme source d'ombre pour le bétail, de pâturage en période sèche, les bords de champs ou de chemins sont soit préservés sans traitement spécifique, assurant ainsi une réserve faunistique et floristique, soit fauchées, fanées ou directement pâturées par les chevaux ou les jeunes bovins. La motorisation des exploitations (par conséquent l'usage d'énergies fossiles) était alors restreinte (Darrot, 2008b).

Néanmoins, dès l'arrivée de la Pologne en UE et des aides PAC, les premières dépenses ont été orientées vers les achats d'intrants pour accroître la productivité. En parallèle, d'autres agriculteurs polonais ont trouvé plus judicieux de tirer plutôt parti des pratiques sans intrants en continuant à favoriser l'intégration cultures-élevage pour capter les aides PAC de « conversion à l'agriculture biologique » en validant des pratiques déjà quasi-installées. Ce phénomène n'a pas concerné les plus petites exploitations car la labellisation en AB a un coût proportionnellement plus important pour les petites structures. Par ailleurs pour faire du bio il faut un débouché : les IAA n'ont suivi qu'au-delà de certains volumes, donc ceci n'était pas en faveur de la conversion en AB des plus petites exploitations de semi-subsistance (Darrot, 2008b).

Néanmoins ces petites exploitations résistent plus que l'on aurait pu le croire avec l'intégration de la Pologne dans l'UE en raison du caractère « d'assurance vie » que constitue la détention d'une petite exploitation pour les familles concernées : le toit, l'alimentation, un statut social et un petit revenu de complément sont ainsi garantis à tout moment de leur vie en cas de besoin aux membres de la famille élargie. Selon les cas, l'exploitation est maintenue active par des membres de cette famille, ou cédée en bail précaire à des voisins au cours des périodes où aucun membre de la famille ne souhaite y vivre (Darrot, 2008b). En Pologne, « la terre ne se vend pas ». Il reste que des exploitations plus spécialisées ou totalement spécialisées et pour certaines hors-sol se développent (Pouliquen, 2011). La production avicole se développe dans des structures très modernes et très spécialisées (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche). De même les ateliers porcins hors-sol augmentent. L'intégration de ces élevages est stimulée par l'industrie. On compte par exemple 80 fermes de plus de 5.000 porcs (Van Ferneij and Kolakowski, 2008); issues d'anciennes fermes d'état collectivisées devenues des firmes privées. Toutefois, la résistance à leur développement est assez forte. Pour la production laitière, la situation est beaucoup plus contrastée (Barbin and You, 2009). Si les petits élevages d'autoconsommation avec vente informelle de produits laitiers se maintiennent, les élevages de 10-20 vaches laitières ont augmenté et fournissent un tiers de la collecte nationale. Les élevages de cette taille hésitent entre pratiques traditionnelles (avec peu d'achats d'aliments) et pratiques intensives. Sous l'effet des restructurations de la PAC, le nombre des élevages de 20 à 50 vaches laitières a doublé rapidement. Les exploitations qui ont plus de 100 vaches laitières sont le plus souvent des entreprises sociétaires ; elles sont les partenaires privilégiées des grands groupes industriels européens. Il existe de forts contrastes régionaux : les régions où les élevages spécialisés sont les plus nombreux sont plutôt situées au nord-ouest de la Pologne et les petites exploitations sont plus nombreuses dans les zones montagneuses du Sud (Barbin and You, 2009 ; Pouliquen, 2011)

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis

La figure 6.5.9. présente le bouquet de services fourni par le système de polyculture-polyélevages dominant en Bresse.

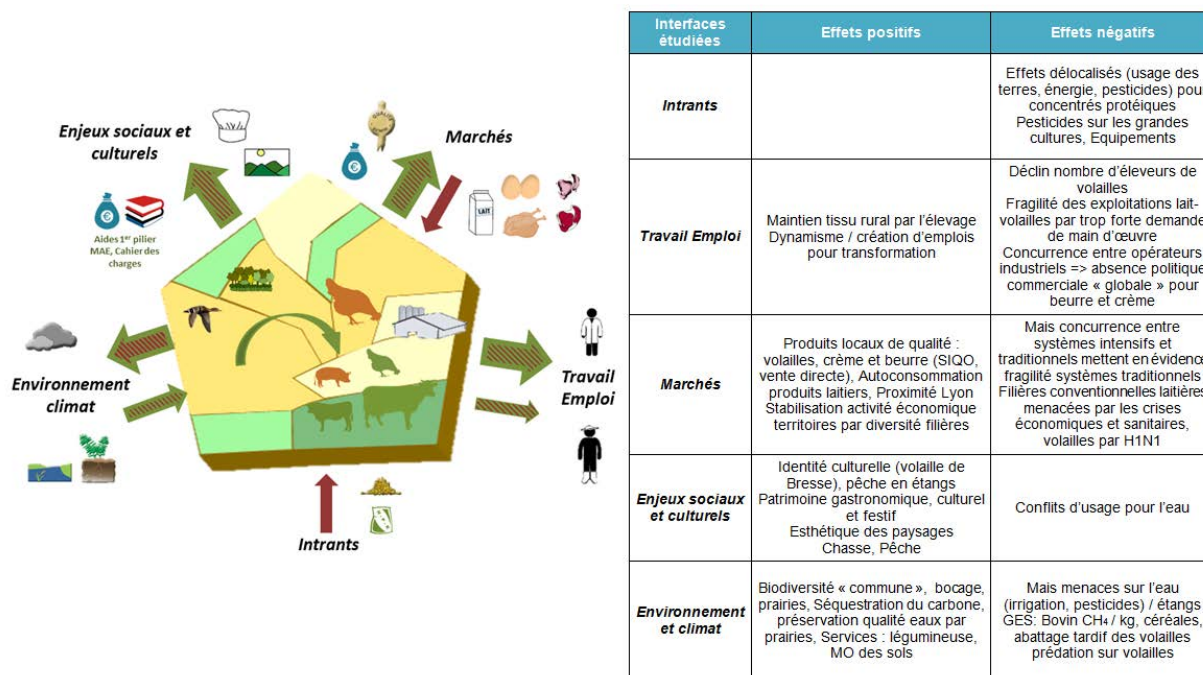


Figure 6.5.9.: Bouquet de services fourni par le système de polyculture-polyélevages dominant en Bresse selon la grange de l'Esco présentée dans le chapitre 2

Cohabitation entre plusieurs types d'agriculture entre complémentarité et compétition

Hirzack et al. (Hirczak and Mollard, 2005) cherchent à voir si la cohabitation est possible entre des systèmes intensifs et des systèmes de qualité reposant sur la tradition ; leur analyse est plutôt négative et ils mettent en évidence les fragilités des systèmes traditionnels. Toutefois, on note ces dernières années une forme de complémentarité au moins en termes de stratégie et d'image entre productions traditionnelles (volaille avec crème et beurre (Delfosse, 2011a). Mais il convient de noter la fragilité des exploitations mixtes (bovins-lait/volaille) qui faisaient l'originalité de la Bresse en lien avec des tensions en termes d'organisation du travail avec une astreinte importante pour les deux ateliers. La main d'œuvre étant mobilisée au même moment pour les différentes activités d'élevage, les rares exploitations maintenant un élevage mixte sont souvent collectives. D'autres formes d'associations entre élevages existent entre la volaille et les bovins-viande par exemple. Les élevages de la Bresse sont fragiles : les exploitations laitières sont secouées par les crises laitières, l'AOP beurre et crème de Bresse constitue une chance importante de valorisation, mais étant récente, elle n'assure pas encore une rentabilité suffisante. Les crises sanitaires et notamment celle du virus de la grippe aviaire (H1N1) ont eu des effets négatifs sur les élevages de volailles et les reprises d'exploitation.

La filière lait AOP est également fragile face aux stratégies peu collectives des trois industriels laitiers impliqués. De même, les deux Bresse étant dans des régions et départements différents, les synergies ne sont pas toujours faciles pour la valorisation de l'élevage. Enfin, les collectivités territoriales (au moins dans l'Ain) valorisent beaucoup les circuits courts plus favorables aux produits maraîchers. Elles visent également à moderniser l'image agricole et gastronomique, ce qui peut se faire aux dépens de la volaille notamment, malgré son statut d'emblème gastronomique. Pourtant, le développement des circuits courts se fait aussi pour les produits animaux avec des transformations à la ferme de la viande et des charcuteries (parfois sur de grosses exploitations). Enfin si la volaille AOP s'écoule pour beaucoup par des canaux de commercialisation de luxe (restaurateurs haut-de-gamme, bouchers haut-de-gamme), la vente directe est encore importante pour la volaille, notamment auprès des consommateurs locaux ou de ceux des métropoles proches au moment de Noël.

Enfin, l'importance de la pression foncière urbaine, notamment dans le sud de la Bresse fragilise fortement les systèmes fondés sur la complémentarité entre culture et prairie, en compromettant les capacités d'auto-alimentation et les possibilités d'épandage des effluents (Chambre d'agriculture de l'Ain, 2015³²).

La fragilité des deux produits phares (beurre, volaille) et de structures de transformation

L'élevage de volaille est fragile car il y a un décalage entre la renommée de la volaille et le faible attrait des agriculteurs pour cette production. Ainsi le nombre d'éleveurs n'a cessé de baisser passant de 309 éleveurs en 2002 à 290 en 2009 (ce qui est le niveau le plus bas depuis la création de l'AOP) (Hirczak and Mollard, 2005). Quant au beurre et à la crème, leur notoriété demeure régionale et les concurrences entre les trois opérateurs industriels n'ont pas encore permis de véritable politique commerciale. Enfin malgré des études et actions de valorisation dans les années 1990 des savoir-faire artisanaux agro-alimentaires, on note un déclin des entreprises et des commerces artisanaux (charcuteries, ...). Les produits de l'élevage bressan jouissent néanmoins d'une bonne image et disposent de marchés de proximité importants, notamment celui de la métropole lyonnaise ; la métropole genevoise n'est pas très éloignée non plus.

6.5.4. Le Bassin Tarn-Aveyron : des échanges possibles entre exploitations spécialisées de cultures et d'élevage.

Le territoire du bassin Tarn-Aveyron, qui représente 1 550 000 ha, est fortement marqué par la présence de l'agriculture (850 000 ha de SAU environ). Le bassin Tarn-Aveyron recoupe les départements Tarn et Aveyron principalement ainsi que le Tarn-et-Garonne et l'est du Lot (Figure 6.5.10.). Le bassin s'étend de Montauban à l'ouest jusqu'à l'Aveyron avec les villes de Millau à l'est et Villefranche sur Rouergue au nord et l'amont du Tarn au sud. Le bassin Tarn-Aveyron regroupe une large diversité d'élevages et de cultures (Ryschawy *et al.*, 2015). Dans la partie ouest du bassin sur le Tarn et le Tarn-et-Garonne, les grandes cultures se sont développées au dépend de l'élevage qui a fortement régressé depuis les années 1980. Dans l'Aveyron (nord et est), au contraire l'élevage de ruminants est majoritaire ce qui explique une forte dominante herbagère. Dans la zone nord-est, l'élevage de bovins viande est la production principale. Spécifiquement dans le Bassin Tarn-Aveyron, 35% des exploitations ont un atelier de bovins allaitants (RGA, 2010³³). Les races allaitantes principalement utilisées sont l'Aubrac et la Limousine. Ces ateliers valorisent les prairies de l'amont des bassins de l'Aveyron et du Tarn. Le Ségala au centre-nord est la première zone d'élevage de bovins laitiers de la région Midi-Pyrénées, même s'il ne représente que 11% des exploitations de l'Aveyron. L'amont des bassins Tarn et l'Aveyron, en particulier, concentrent 97% du cheptel ovin lait de Midi-Pyrénées. La moitié de la production est destinée à l'AOP Roquefort. L'effectif ovin viande est, quant à lui, moins important. La production des grandes cultures est localisée dans l'ouest du territoire, l'aval du bassin, en zone alluviale où le contexte pédoclimatique est plus favorable. Du fait d'important prélèvement pour l'irrigation, principalement du maïs grain et semences en monoculture, de forts conflits liés à la gestion quantitative de l'eau existent sur la zone aval. La réintégration d'élevages et cultures entre exploitations pourrait inciter à une diversification des rotations permettant de limiter ces problèmes de gestion de l'eau, mais nécessite la mise en œuvre de nouvelles organisations collectives (Moraine *et al.*, 2016 (accepté); Moraine *et al.*, 2017).

32 Chambre d'Agriculture de l'Ain, 2015, L'agriculture en Bresse au cœur de l'économie du territoire ; <http://rhone-alpes.synagri.com/CDA38/portail/01---l'agriculture-en-bresse-au-coeur-de-l-economie-du-territoire>

33 RGA, Recensement Général Agricole 2010. Accessible à : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010>



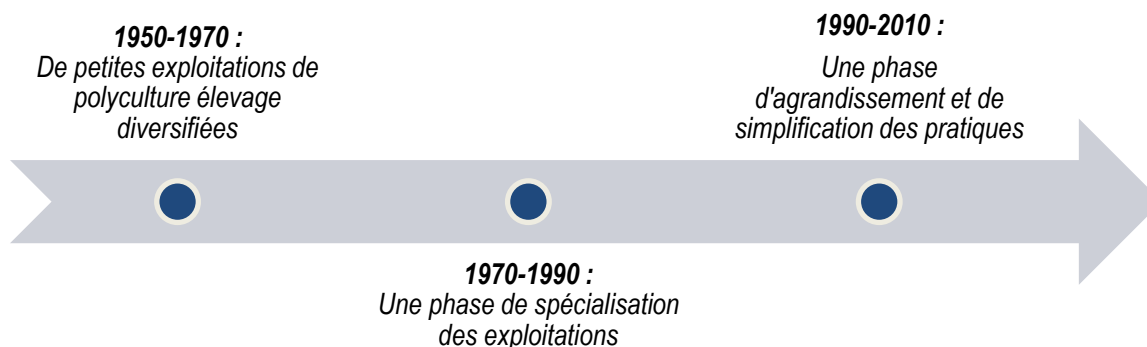
Figure 6.5.10.: Localisation du bassin Tarn-Aveyron et photographies d'illustration du système polyculture-élevage local

Contexte et évolution générale sur la zone

Trois grandes périodes ont été distinguées depuis 1950. De 1950 à 1970, les exploitations étaient en très grande majorité de polyculture-élevage diversifiées (Figure 6.5.11.). Dans le Sud-ouest de la France, les exploitations étaient majoritairement constituées de deux à quatre ateliers de production: production de veaux sous la mère avec la race locale Gasconne, atelier de production porcine/ ovine et/ou de volailles, production de céréales pour la vente, cultures fourragères avec pâturage (Ryschawy *et al.*, 2013).

De 1970 à 1990 les exploitations se sont spécialisées. Cette période a marqué le début de l'intensification et de la modernisation de la production agricole sur la zone. Les filières et les marchés ont incité les agriculteurs à s'orienter vers un type de production bovine (laitière ou allaitante) et à l'adoption de races spécialisées. Les ateliers annexes de monogastriques ont été massivement abandonnés durant cette période. La production traditionnelle de veaux sous la mère a laissé place à la production de jeunes bovins maigres à destination de l'Europe du Sud, sauf pour la filière Label Rouge Veau de l'Aveyron qui s'est développée (RA, 2010). Des innovations techniques telles que l'ensilage d'herbe ou de maïs ont permis d'intensifier la production animale. L'aménagement des terres comme le drainage a permis de produire des cultures assolées en fonds de vallées. D'autres orientations de productions comme la production de tournesol ou de colza ont été prises ; l'implantation de soja, sorgho a toujours été marginale. Enfin, de 1990 à aujourd'hui, une tendance à l'agrandissement des exploitations a été observée. Cette tendance est liée à un manque de main d'œuvre agricole qui a conduit à la non-reprise de certaines exploitations et donc à la libération de foncier pour les autres comme dans d'autres territoires français (Cochet, 2008; Grivaux and Rattin, 2006). Des réflexions sur l'organisation du travail ont conduit à la création de structures sociétaires (EARL, GAEC, ...). Sur cette période, la spécialisation des exploitations s'est poursuivie, principalement ; en production bovine ou en cultures de vente. Le manque de main d'œuvre a aussi conduit à une simplification des pratiques des agriculteurs (Hostiou *et al.*, 2014; Hostiou and Fagon, 2012; Ryschawy *et al.*, 2013).

Figure 6.5.11: Trajectoire d'évolution générale des systèmes d'élevage dans le bassin Tarn-Aveyron



Les élevages bovins allaitants (traditionnels) et ovins laitiers (avec Roquefort) se sont très bien maintenus alors que les élevages bovins laitiers et ovins allaitants ont largement diminué (RA, 2010). Néanmoins, l'augmentation des surfaces de maïs dans les exploitations d'élevage laitier y compris sur des terres peu favorables à son implantation est marquante (RA, 2010). Cette tendance se poursuit encore, ainsi entre 2000 et 2010, outre la diminution générale du nombre d'exploitations dans l'Aveyron, la part des exploitations de polyculture-élevage est passée de 7,2% à 5,5% au profit des exploitations spécialisées en grandes cultures, moins demandeuses en

temps de travail (3,4% en 2000 à 8,8% en 2010) alors que l'Aveyron est une zone historique d'élevage. Dans le Tarn-et-Garonne, les exploitations de polyculture-élevage sont passées de 23,7% en 2000 à 17,0 % en 2010 au profit principalement des exploitations de grandes cultures passées, quant à elle, de 33,5% à 41,5% et qui sont dominantes dans la zone historiquement, compte-tenu du contexte pédoclimatique (RA, 2010 – Annexe 2³⁴).

Encadré 3 : En Lorraine, des trajectoires d'intensification en polyculture-élevage laitière

Perrot et al. ont montré des trajectoires peu autonomes de systèmes de polyculture-élevage laitier en Lorraine (Perrot et al., 2012). Contrairement à l'idéal théorique d'intégration cultures-élevage, ces exploitations fonctionnent dans une logique d'économies d'échelle tant en lait qu'en grandes cultures. Ces exploitations ont mis en œuvre d'une part une intensification laitière liée au changement de politique laitière ; d'autre part, une maximisation des surfaces en cultures pour maximiser leurs marges. Ces exploitations limitent l'intégration cultures-élevage à des échanges paille-fumier en maintenant des ateliers cultures et laitiers relativement indépendants, en dehors de la production de fourrages comme le maïs. Elles ne recherchent pas d'économies de gamme en coordonnant alimentation animale et rotations des cultures. Ainsi les bénéfices environnementaux attendus comme une diminution des intrants, une amélioration du bilan en azote ou encore une diversification des assolements et des rotations ne sont pas retrouvés. Ces résultats dans un contexte de zone favorisée vont à l'encontre des résultats mis en évidence dans les Coteaux de Gascogne par Ryschawy et al. considérant des exploitations avec des trajectoires autonomes permettant des bénéfices environnementaux mais une moindre marge brute globale que des exploitations spécialisées (Ryschawy et al., 2012). La mise en parallèle de ces exemples souligne i) que la polyculture-élevage recouvre un large panel d'exploitations avec des niveaux d'intégration agronomiques très variables entre élevage et cultures (Moraine et al., 2014) et ii) l'existence de stratégies d'agriculteurs très variées en polyculture-élevage qui contribuent à expliquer des trajectoires allant ou non vers l'autonomie. Ainsi, il paraît essentiel de définir précisément le type de polyculture-élevage étudié pour réellement évaluer les bouquets de services rendus par ces systèmes.

Concernant l'intégration cultures-élevages au niveau des territoires, Regan et al. ont étudié trois cas d'étude en Espagne, Suisse et aux Pays-Bas (Regan et al., 2015) qui peuvent mis en parallèle de l'étude de Perrot et al. concernant les objectifs de productivité des agriculteurs (Perrot et al., 2012). Dans ces cas d'études, les échanges entre céréaliers et éleveurs étaient vus par les chercheurs comme une solution possible pour fournir plus de services environnementaux que des systèmes spécialisés en élevage ou en cultures déconnectés. Contrairement à ces attendus théoriques, les éleveurs laitiers bénéficiant de terres disponibles chez les céréaliers pour épandre leurs surplus d'effluents ont intensifié leur système d'élevage en augmentant le nombre d'animaux laitiers et la production plutôt que de développer les bénéfices environnementaux. Ainsi, les échanges céréaliers-éleveurs leur ont permis en priorité de se conformer à la réglementation imposée par la Directive Nitrates concernant la gestion des effluents, voire d'augmenter leur chargement animal. Sur ces mêmes cas d'études, les céréaliers ont eu tendance à augmenter l'intensité du labour et leurs rendements en grandes cultures grâce aux échanges plutôt qu'à diversifier leurs rotations pour l'alimentation animale. Ainsi, l'organisation collective d'échanges entre exploitations spécialisées n'a pas permis d'augmenter la production de services écosystémiques. Ceci peut s'expliquer par les objectifs des agriculteurs concernant l'intégration cultures-élevage : ils cherchaient avant tout à trouver des marges économiques supplémentaires plutôt qu'à réduire leurs impacts environnementaux. Dans les cas d'études de Moraine et al. et Ryschawy et al. (Moraine et al., 2017 ; Ryschawy et al., 2016), les agriculteurs s'engageaient dans les échanges avec des objectifs économiques mais aussi environnementaux et sociaux, la conception collective de scénarios avec les chercheurs leur permettant de réfléchir collectivement à des compromis i) entre leurs objectifs et performances individuels et ceux du collectif et ii) entre dimensions environnementale, sociale et économique pour favoriser la production de bouquets de services équilibrés. Ces compromis étaient envisageables compte-tenu de l'engagement éthique du groupe d'agriculteurs et de leur proximité géographique liée à la petite taille du collectif (24 agriculteurs).

³⁴ Recensement General Agricole, 2010. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/en-region/midi-pyrenees/>

Diversité des bouquets de services fournis par l'élevage sur le cas considéré

Services d'approvisionnement

Le relief du territoire se caractérise par une fracture franche entre plaines (Sud-Ouest) et montagnes (Nord-Est) ; ce contraste pédoclimatique définit quatre zones pédo-climatiques aux orientations contrastées et aux filières organisées en conséquence (Moraine *et al.*, 2014). Ceci a un impact essentiel concernant les services d'approvisionnement des systèmes locaux. Dans l'étude des services rendus par l'élevage en France, l'Aveyron a été considéré comme produisant 1,7% des kilocalories produites au niveau français ce qui le place au 15^e rang des départements français en termes de production d'élevage (Ryschawy *et al.*, 2015), en revanche, le Tarn-et-Garonne et le Tarn n'ont pas été étudié car trop peu spécialisés en élevage.

Les "Plaines et coteaux argilo-calcaires" – ouest du bassin Tarn-Aveyron - constituent la zone avec l'altitude la plus basse et le contexte pédo-climatique le plus favorable. C'est aussi la zone la plus orientée vers les productions végétales, qui produit peu de services d'approvisionnement en termes de produits animaux. Les autres zones regroupent principalement les élevages bovins viande spécialisés, les élevages mixtes lait et viande, les bovins laitiers spécialisés et les ovins laitiers spécialisés. Le Lézou est un plateau d'altitude (900m) avec une pluviométrie très importante et des sols acides. Le Causse Comtal est marqué par une alternance de sols pauvres (parcours) et de vallées plus fertiles (consacrées aux céréales). Les structures agricoles sont grandes avec parfois des estives sur l'Aubrac. Le "Quercy-Rouergue" présente des paysages de coteaux calcaires. Le potentiel de production y est limité. Les enjeux majeurs sont la déprise agricole et le vieillissement de la population. Le "Ségala" est une zone agricole très diversifiée au niveau des productions d'élevage. De par le prix du foncier et le potentiel de production assez élevé, les élevages ovins laitiers mais aussi bovins allaitants sont plutôt intensifs à l'animal. Les élevages de ruminants reposent sur des prairies et l'utilisation de maïs fourrage (en particulier pour le lait et label veaux de l'Aveyron et du Ségala). Ces systèmes nécessitent un apport de concentrés extérieurs en complément. La transformation se fait en local pour le lait bien que celui-ci puisse être exporté (notamment filière lait en poudre AB destiné à un marché chinois). Les productions monogastriques à haute valeur ajoutée sont souvent labellisées de qualité (volailles grasses notamment). Concernant les élevages allaitants, l'export d'animaux maigres vers l'Italie est le plus commun dans l'Aveyron. L'élevage bovin allaitant est dominant sur la zone avec 35% des exploitations ayant au moins un atelier bovin allaitant.

Les élevages bovins allaitants spécialisés sont surtout des producteurs de veaux d'Aveyron et du Ségala dans le Ségala, des systèmes similaires mais hors label dans le Lézou, des systèmes particulièrement extensifs sur le Causse Comtal et des petites structures traditionnelles dans la zone "Quercy-Rouergue". Les exploitations de bovins laitiers spécialisés sont similaires entre les zones d'étude. Le cheptel moyen avoisine les 30 à 50 Prim'Holstein avec 40 à 70 ha de SAU. L'alimentation est fondée sur de l'ensilage de maïs et/ou d'herbe produit sur l'exploitation et l'achat protéique extérieur. Les systèmes ovins lait spécialisés sont de petites structures intensives typiques du Ségala avec une alimentation basée sur l'ensilage de maïs et complétée par de la luzerne et du ray-grass. Les troupeaux sont en moyenne constitués de 350 brebis Lacaune conduits selon le cahier des charges de l'AOP Roquefort. Dans le Lézou, les systèmes similaires mais sont plus dépendants des concentrés compte-tenu de conditions plus difficiles du milieu ne permettant pas les cultures assolées. Enfin, des élevages mixtes laitier/allaitant existent dans ces zones mais restent marginaux: bovins laitiers / bovins allaitants (dans les trois zones), ovins laitiers / bovins allaitants (en Ségala, Lézou et Causse Comtal) et caprins / bovins allaitants (en Ségala et Quercy-Rouergue).

Services environnementaux

L'élevage du bassin Tarn-Aveyron fournit un certain nombre de services environnementaux, en l'occurrence l'élevage de ruminants allaitants essentiellement basé sur l'utilisation de prairies. L'étude de Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2015) sur les services rendus par l'élevage en France montre que l'Aveyron (qui concentre la majeure partie de l'élevage du bassin Tarn-Aveyron) consacre 50,3 % et 26,3 % de sa surface agricole respectivement aux prairies temporaires et prairies permanentes d'après le recensement agricole de 2010. Ainsi, les surfaces en prairies permettent la production de larges services environnementaux notamment pour le maintien de la qualité de l'eau et des sols ou la diversification des paysages ou encore le maintien de la biodiversité. 66,7% de la superficie de l'Aveyron est considéré comme Zone à Haute Valeur Naturelle, par exemple avec une importante diversité d'assolement, des pratiques extensives et une densité importante d'éléments paysagers. Néanmoins, il est important de noter que la Surface Toujours en Herbe a diminué dans l'Aveyron (-15 % entre 2000 et 2014) selon une courbe inversement proportionnelle à l'augmentation des prairies temporaires (RA, 2010). Le retournement de prairies permanentes est donc une question importante dans la

zone et peut menacer certains services environnementaux, comme le stockage de carbone dans les sols ou le maintien de la biodiversité. Dans le Tarn-et-Garonne, la présence d'élevage est plus diffuse puisque les exploitations sont plus spécialisées en grandes cultures.

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

L'élevage du bassin Tarn-Aveyron fournit des services importants en termes de création d'emplois. En Aveyron, la contribution de l'élevage à l'emploi dans les exploitations, les IAA liées à l'élevage et le conseil, recherche et développement représente 12,9% de la population active, toutes filières confondues (Ryschawy *et al.*, 2015). L'élevage est donc un maillon essentiel du territoire en termes de vitalité, même si ces chiffres sont très variables au sein du département avec des zones d'emploi denses comme la zone Roquefort par exemple. Bien que beaucoup de surfaces soient dédiées aux ruminants localement, l'élevage de monogastriques et en particulier de canards et oies grasses, apporte une très forte valeur ajoutée au territoire et créent de nombreux emplois pour la transformation des produits, notamment via les coopératives locales qui développent des ateliers de transformation de monogastriques, comme la CAPEL dans le Lot. Pour autant, ces emplois ne sont pas nécessairement attractifs car il s'agit d'emplois peu qualifiés et peu rémunérés, en abattoirs ou en aval. Enfin, les productions locales du bassin Tarn-Aveyron sont réputées pour leur qualité que ce soit dans les productions de ruminants, comme le Roquefort, ou pour les productions de volailles grasses. Cette diversité de productions animales souvent labellisée de qualité renforce l'attractivité du territoire pour le monde agricole et les touristes, comme l'a déjà illustré le terrain de la Bresse.

Mise en évidence de quelques synergies ou antagonismes.

La Figure 6.5.12. représente le bouquet de services fourni dans le bassin Tarn-Aveyron par un système de niche correspondant à une polyculture-élevage local, via des échanges de céréales, légumineuses et fertilisants entre exploitations spécialisées en grandes cultures et en élevage.

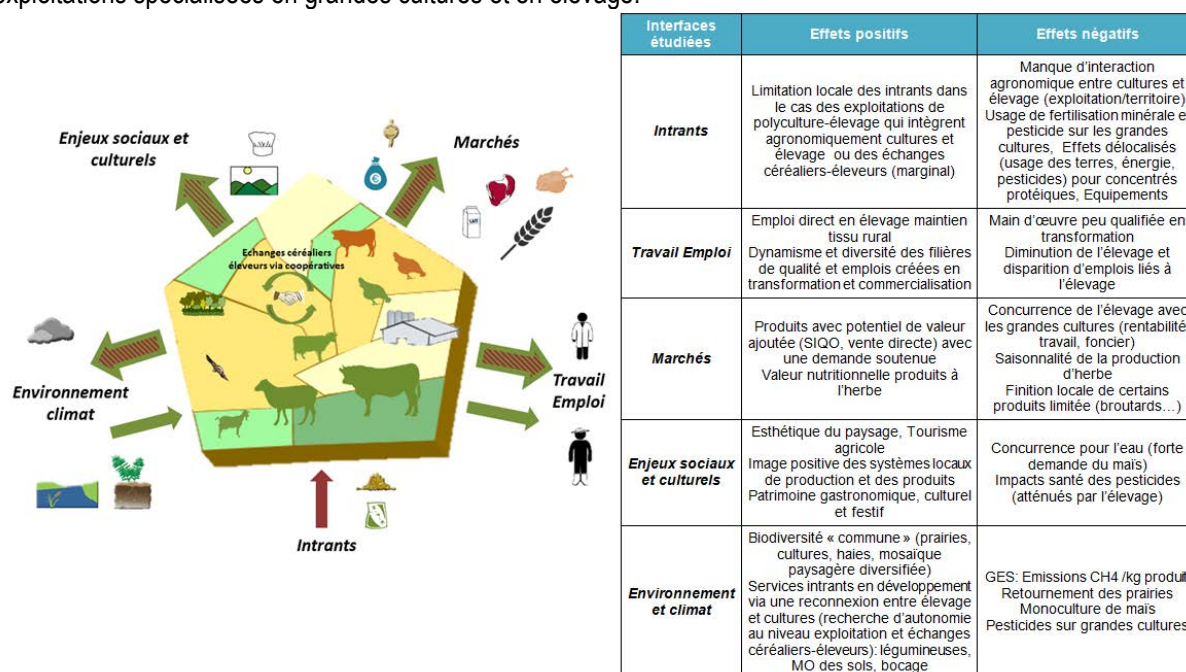


Figure 6.5.12.: Bouquet de services fourni par le système de niche de polyculture-élevage locale dans le bassin Tarn-Aveyron selon la grange de l'Esco présentée dans le chapitre 2

La diversité : un élément-clé pour la production de services

Dans le bassin Tarn-Aveyron, la monoculture de maïs semences irrigué pose des problèmes de gestion quantitative de l'eau en été. Les conflits sur l'usage de l'eau conduisent à de véritables crises sociales qui dépassent le monde agricole (Murgue *et al.*, 2015). Pour diversifier les systèmes de cultures, la possibilité de favoriser les interactions entre systèmes d'élevage et de cultures pourrait être opportune car elle permettrait à la

fois d'ouvrir le champ des possibles pour des cultures destinées à l'alimentation animale et d'échanger de la matière organique (Moraine *et al.*, 2016 (accepté); Moraine *et al.*, 2017). Des études prospectives au niveau des exploitations montrent l'intérêt d'insérer des légumineuses prairiales en intercultures dans les rotations d'exploitations de polyculture-élevage pour favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux (Ryschawy *et al.*, 2014a) ; ces résultats peuvent être mobilisés au niveau des exploitation mais aussi pour les céréaliers souhaitant diversifier leurs rotations dans le cadre d'échanges céréaliers-éleveurs. Ainsi la réintégration de cultures et d'élevages par des échanges directs entre exploitations ou via des coopératives pourrait être une option (Moraine *et al.*, 2017). Des légumineuses, comme la luzerne, destinées à l'alimentation des animaux d'élevage, pourraient être insérées dans les rotations des céréaliers. Des auteurs soulignent d'ailleurs l'intérêt de la diversité des types d'élevage dans le cas de l'agriculture biologique pour un recyclage des nutriments (Nowak *et al.*, 2015) ; ce type d'études pourrait être élargi à des systèmes conventionnels dans des territoires de polyculture-élevage. Le cas de la Bresse vient aussi renforcer cet argumentaire avec la pertinence d'une diversité d'élevages produisant des produits de qualité et une vitalité territoriale associée.

Différents cas d'étude d'intégration cultures-élevage locale ont été étudiés dans le bassin Tarn-Aveyron (Moraine *et al.*, 2016 (accepté) ; Moraine *et al.*, 2017 ; Ryschawy *et al.*, 2016). Localement, deux zones co-existent : i) une zone de cultures spécialisée échangeant avec une zone d'élevage, ii) une zone où des interactions entre agriculteurs voisins plus proches est envisagée, ce qui permettra de nourrir la réflexion sur les niveaux d'échelle auxquels se nouent les compromis. Les questions sur les pratiques techniques et les niveaux d'intégration cultures-élevage sont transversales aux deux territoires; les questions d'ordre social comme la logistique ou l'organisation collective seront propres à chacun des territoires considérés. Ces questions sont traitées par le projet ANR TATABOX³⁵ actuellement en cours au sein de l'UMR AGIR à Toulouse et qui vise à développer des outils pour accompagner les acteurs à concevoir la transition agro-écologique du bassin Tarn-Aveyron. Des échanges entre céréaliers et éleveurs sont déjà à l'étude dans le Tarn-et-Garonne pour permettre à la fois une alternative productive limitant les impacts environnementaux et créatrice de lien social dans une dynamique agro-écologique (Moraine *et al.*, 2017).

La co-existence de systèmes pour déverrouiller les problèmes liés à la main-d'œuvre

Le maintien d'exploitations de polyculture-élevage est souvent conditionné par la main-d'œuvre disponible (Martin *et al.*, 2016). Comme nous l'avons illustré avec l'encadré sur la Picardie, l'élevage est souvent défavorisé par une demande importante en main-d'œuvre et des problèmes d'organisation du travail. De plus, dans des exploitations où l'élevage a déjà disparu, les compétences techniques sont souvent perdues et il sera difficile de faire revenir l'élevage. En revanche, il existe dans le bassin Tarn-Aveyron des territoires de polyculture-élevage, où coexistent encore des exploitations céréalieres et des exploitations d'élevage. Des échanges entre céréaliers et éleveurs déjà spécialisés pourraient ainsi non seulement limiter les impacts environnementaux, mais aussi permettre une plus grande autonomie décisionnelle et du lien social au sein d'un petit collectif. Ces échanges sont à l'étude dans le cadre du projet ANR TATABOX. Les possibilités d'échanges peuvent être limitées par des questions de coordinations logistiques comme de stockage des aliments/effluents mais aussi de transports d'effluents, pour lesquels une distance de plus de 25 km paraît limitante pour des raisons logistiques et économiques voire de confiance entre agriculteurs (Asai *et al.*, 2014).

L'évolution des filières pour accompagner le maintien des exploitations de polyculture-élevage

Pour améliorer la qualité de leurs sols, les céréaliers locaux pourraient insérer des légumineuses et ainsi diversifier leurs rotations et des assolements. Néanmoins, les débouchés pour les légumineuses ne sont pas encore mis en place localement. La transformation et distribution de la luzerne pourrait s'envisager au niveau i) des coopératives ou ii) au sein de collectif céréalier-éleveurs. L'absence de débouchés est souvent reconnue comme un frein à la diversification des systèmes. Aussi, des agronomes et économistes travaillent à la question de la mise en place de filière de valorisation de la luzerne ou de valorisation en graines de méteils associant céréales et légumineuses (Bedoussac *et al.*, 2013 ; Magrini *et al.*, 2013).

Le territoire est globalement caractérisé par plusieurs tendances : une progression des productions sous signe officiel de qualité (IGP veaux d'Aveyron et du Ségala, AOP Roquefort, IGP Fleur d'Aubrac ou encore AOP Laguiole), un essor de la vente directe et un agrandissement des structures. Les productions sous signe officiel de qualité et d'origine (SIQO³⁶) concernent à la fois les ruminants et les monogastriques.

³⁵ <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-13-AGRO-0006>

³⁶ SIQO : signes d'identification de la qualité et de l'origine

6.5.5. Conclusion

La mise en parallèle de ces exemples souligne i) que la polyculture-élevage recouvre un large panel d'exploitations avec des niveaux d'intégration agronomiques très variables entre élevage et cultures (Moraine *et al.*, 2014) et ii) l'existence de stratégies d'agriculteurs très variées en polyculture-élevage qui contribuent à expliquer des trajectoires allant ou non vers l'autonomie. Ainsi, il paraît essentiel de définir précisément le type de polyculture-élevage étudié pour réellement évaluer les bouquets de services rendus par ces systèmes. Lorsque qu'élevage et cultures sont peu coordonnés agronomiquement, de grandes questions se posent quant au maintien de l'exploitation de polyculture-élevage face à i) la diminution de la main-d'œuvre disponible en agriculture et les contraintes d'organisation pour coordonner élevage et cultures, ii) la perte de compétences liées à l'arrêt de l'élevage dans les exploitations et dans certains territoires, iii) la faible compétitivité de l'élevage par rapport aux grandes cultures et iv) le manque d'attractivité de certaines filières (volailles). Enfin, la remise en cause de certains types d'élevage par le grand public peut aussi questionner sur la place de l'élevage en général (et de la polyculture-élevage en particulier), ainsi que les formes d'élevage et polyculture-élevage dans ces territoires.

Différents leviers permettent néanmoins le maintien ou la réintroduction de la polyculture-élevage dans les territoires. Les outils de politique publique peuvent être des leviers puissants d'orientation des systèmes de production. La PAC de 1992 a ainsi largement favorisé les systèmes de grandes cultures, malgré la création de la Prime à l'Herbe. En 2007, le « plan Barnier » a permis un rééquilibrage significatif des aides ; au profit de l'élevage d'herbivores, en maintenant une partie des aides couplées à l'élevage et en revalorisant les ICHN (Indemnités Compensatoires de handicaps Naturels). Plus récemment, le « paiement redistributif », en limitant l'agrandissement des exploitations a pu favoriser la pérennité de fermes d'élevage de taille moyenne et le « paiement vert » ou certaines MAEC (Mesures Agro-environnementales Cultures) ont pu encourager la mise en place de prairies et de nouvelles MAEC seront consacrées à la polyculture-élevage. Concernant les problèmes d'organisation du travail, des organisations collectives pour le travail (GAEC, recours aux Entreprises de Travaux Agricoles, groupement d'employeurs, ...) peuvent être une alternative. En Picardie, des plans de réflexion/action multi-filières sont à l'œuvre pour soutenir l'élevage ; en Bresse, les acteurs locaux mettent en avant la diversité des filières de qualité ; dans le bassin Tarn-Aveyron, des perspectives nouvelles s'ouvrent via les échanges locaux entre céréaliers et éleveurs.

Dans la mesure où la conduite d'exploitations de polyculture élevage semble faire apparaître des contraintes au niveau de l'organisation du travail, une alternative serait de favoriser la coordination entre exploitations spécialisées en élevage d'une part et en grandes cultures d'autre part, au sein des territoires. Cela permettrait théoriquement de maintenir des niveaux de production élevés tout en conservant les intérêts environnementaux de la complémentarité entre élevage et cultures pour la qualité des eaux, de maintien de la biodiversité, de protection du bocage, de la séquestration du carbone, via la présence de prairies, sans oublier le maintien de savoir-faire et plus généralement de patrimoine, sans ajouter une contrainte supplémentaire concernant la main-d'œuvre requise. Cet idéal théorique a été validé par plusieurs études de cas en AB mais reste invalidé sur d'autres études de cas, notamment entre éleveurs laitiers et céréaliers souhaitant se conformer à une réglementation environnementale mais profitant des échanges pour intensifier leur production. De plus, l'intégration à l'échelle des territoires nécessite une concertation importante, une complexification des modes d'organisation et un partage des objectifs économiques, sociaux et environnementaux entre les acteurs pour fournir les services écosystémiques escomptés. Ainsi pour développer une polyculture-élevage une intégration cultures-élevage en cohérence avec les principes de l'agroécologie, il reste essentiel de préciser les objectifs de chacun à tous les niveaux d'organisation considérés de l'exploitation au territoire et de proposer des innovations techniques et organisationnelles adaptées aux territoires locaux.

6.5.6. Références bibliographiques

- Asai, M.; Langer, V.; Frederiksen, P.; Jacobsen, B.H., 2014. Livestock farmer perceptions of successful collaborative arrangements for manure exchange: A study in Denmark. *Agricultural Systems*, 128: 55-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.03.007>
- Barbin, O.; You, G., 2009. Structures de production et systèmes fourragers laitiers en Pologne,. *Fourrages*, 197: 11-23. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1730&statut=0>
- Bedoussac, L.; Triboulet, P.; Magrini, M.B.; Rambault, G.; Foissy, D.; Corre-Hellou, G., 2013. Conséquences de l'introduction des cultures associées céréale-légumineuse à graines dans les filières. *Innovations Agronomiques*, 32 (Novembre): 199-212. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue/Volume-32-Novembre-2013>
- Benoit, M.; Laignel, G., 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4 (9): 1597-1605. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000480>
- Benoit, M.; Laignel, G., 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique ? *INRA Productions Animales*, 24 (3): 211-220. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5646/80246/version/1/file/Prod_Anim_2011_24_3_01.pdf
- Benoit, M.; Laignel, G.; Lienard, G.; Dedieu, B.; Chabosseau, J.M., 1997. Eléments de réussite économique des élevages ovins extensifs du Montmorillonnais. *INRA Productions Animales*, 10 (5): 349-362. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4818/45565/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_5_02.pdf
- Bonaudo, T.; Bendahan, A.B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F.; Magda, D.; Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Boudol, A., 1949. Les beurreries de la Bresse. *Bulletin de la société d'émulation des naturalistes de l'Ain*: 132-162.
- Clergeau, C.; Etcheverria, O., 2013. La mise en tourisme et le développement local par la création d'une atmosphère gastronomique. Analyse à partir du cas de Vonnas. *Mondes du Tourisme*, 7.
- Cochet, H., 2008. Vers une nouvelle relation entre la terre, le capital et le travail. *Terres Agricoles*, 134: 24-29.
- da Silva, V.P.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133: 222-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>
- Darrot, C., 2008a. La voie paysanne polonaise, une chimère structurelle qui déconcerte l'Europe « centre ». *Autrepart*, 46: 97-114.
- Darrot, C., 2008b. *Les paysans polonais à l'épreuve de la PAC - Une analyse multi-disciplinaire d'un référentiel professionnel pour un dialogue de normes*. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de Rennes, Rennes. 503 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00452538>
- Dedieu, B.; Chabosseau, J.M.; Benoit, M.; Laignel, G., 1997. L'élevage ovin extensif du Montmorillonnais entre recherche d'autonomie, exigences des filières et simplicité de conduite. *INRA Productions Animales*, 10 (3): 207-218. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4806/45529/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_3_02.pdf
- Dedieu, B.; Jestin, C.; Servières, G., 1990. Exploitations associant vaches laitières et brebis en Margeride. *Fourrages*, 124: 371-384. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1019&statut=0>

Delfosse, C., 1993. *Le lait et ses produits dans la Bresse et le département de l'Ain XIXe et XXe siècles*: Rapport de recherche, SEGESA/Musée des Pays de l'Ain, 78 p.

Delfosse, C., 2004. Saveurs et origines des beurres en France de 1850 à 1950. *Géographie et cultures*, (50): 29-44.

Delfosse, C., 2011a. Faire son beurre avec le terroir ? Les beurres de Bresse et du Nord. In: Delfosse, C., ed. *La mode des terroirs et les produits alimentaires*. Paris: Les Indes Savantes, coll. « La boutique de l'histoire », 277-299.

Delfosse, C., 2011b. La patrimonialisation des produits dits de terroir: l'occasion d'une confrontation entre agriculteurs et citadins/nouveaux ruraux. *Anthropology of food*, 8: 153-166. <http://aof.revues.org/index6772.html>

Diry, J.P., 1985. *L'industrialisation de l'élevage en France : économie et géographie des filières avicoles et porcines*. Editions Ophrys, 680 p.

Gédouin, M., 2008. *Les éleveurs et leur travail en Picardie : synthèse d'enquêtes régionales et propositions pour l'action*: Agro-transfert Picardie, 24 p. http://www.agro-transfert-rt.org/wp-content/uploads/2016/02/Les_%C3%A9leveurs_et_leur_travail_en_Picardie.pdf

González-García, E.; Gourdière, J.L.; Alexandre, G.; Archimède, H.; Vaarst, M., 2012. The complex nature of mixed farming systems requires multidimensional actions supported by integrative research and development efforts. *Animal*, 6 (Special Issue 05): 763-777. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731111001923>

Grivaux, J.; Rattin, S., 2006. L'agrandissement va de pair avec l'essor des formes sociétaires. *Agreste Bretagne*, 181: 4p.

Havet, A.; Coquil, X.; Fiorelli, J.L.; Gibon, A.; Martel, G.; Roche, B.; Ryschawy, J.; Schaller, N.; Dedieu, B., 2014. Review of livestock farmer adaptations to increase forages in crop rotations in western France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 120-127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.009>

Hendrickson, J.R.; Hanson, J.D.; Tanaka, D.L.; Sassenrath, G., 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23 (4): 265-271. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170507001718>

Hirczak, M.; Mollard, A., 2005. Différenciation par la qualité et le territoire versus coordination sectorielle: conflit ou compromis? L'exemple de la Bresse. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*, 16/17.

Hostiou, N.; Chauvat, S.; Cornut, S., 2014. Faire face à des questions de travail : les leviers mobilisés par des éleveurs laitiers. *L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre*. 125-143. <http://dx.doi.org/10.1051/978-2-7598-1192-2.c008>

Hostiou, N.; Fagon, J., 2012. Simplification des conduites d'élevage : analyse transversale des pratiques mises en oeuvre dans les filières herbivores et granivores. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 127-140. <https://www6.inra.fr/productions-animales/2012-Volume-25/Numero-2-2012/Simplification-des-conduites-d-elevage>

Jean, Y., 1986. Intensification, extensification ou diversité des systèmes de production ovine dans le Montmorillonnais. *Économie rurale*, 175 (1): 36-43. <http://dx.doi.org/10.3406/ecoru.1986.3774>

Lemaire, G.; Franzluebbers, A.J.; Carvalho, P.C.D.; Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 4-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>

Magrini, M.B.; Triboulet, P.; Bedoussac, L., 2013. Pratiques agricoles innovantes et logistique des coopératives agricoles. *Économie rurale*, (6): 25-45. <http://economierurale.revues.org/4145>

Martin, G.; Moraine, M.; Ryschawy, J.; Magne, M.A.; Asai, M.; Sarthou, J.P.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3): 53. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2015. *Les politiques agricoles à travers le monde, quelques exemples : Pologne*, 4 p. <http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/1506-ci-resinter-fi-pologne.pdf>

Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>

Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170515000526>

Moraine, M.; Grimaldi, J.; Murgue, C.; Duru, M.; Théron, O., 2016 (accepté). Co-design and assessment of crop-livestock systems at the territory level: a case study in south-western France. *Agricultural Systems*.

Moraine, M.; Melac, P.; Ryschawy, J.; Duru, M.; Théron, O., 2017. Participatory design to define and support a scenario of exchanges and coordination within a group of organic farmers. *Ecological Indicators*, 72: 340-351.

Murgue, C.; Therond, O.; Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, 45: 52-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>

Nowak, B.; Nesme, T.; David, C.; Pellerin, S., 2015. Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 204: 17-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.010>

Perrot, C.; Caillaud, D.; Chambaut, H., 2012. Économies d'échelle et économies de gamme en production laitière. Analyse technico-économique et environnementale des exploitations de polyculture-élevage françaises. *Rencontres Recherche Ruminants* 33-36. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article3392>

Perrot, C.; Caillaud, D.; Chambaut, H., 2013. Économies d'échelle et économies de gamme en production laitière. *Notes et études économiques*, 37: 7-32.

Peyraud, J.L.; Taboada, M.; Delaby, L., 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57 (SI): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005>

Pierson, G.; Baud, G.; Platon, J.P.; Gonthier, G.; Lienard, G., 1982. *Comparaison économique d'exploitations spécialisées ovines et d'exploitations associant bovins et ovins dans le département de la Haute-Vienne* CEMAGREF- Chambre d'Agriculture de la Haute Vienne -INRA, 70 p.

Plet, F.; Delfosse, C., 1992. La valorisation des traditions. Nouvelle ressource en zone rurale fragile ? L'exemple de la Bresse. *Colloque international en hommage au professeur Fel, Des régions paysannes aux espaces ruraux fragiles Massif-Central, montagnes et campagnes européennes*. Clermont-Ferrand. CERAMAC, Clermont-Ferrand, 437-446.

Ponsot, P., 2005. Les débuts du maïs en Bresse sous Henri IV. Une découverte, un mystère. *Histoire & Sociétés Rurales*, 23 (1/2005): 117-136.

Pottier, E.; Tournadre, H.; Benoit, M.; Prache, S., 2009. Maximiser la part du pâturage dans l'alimentation des ovins : intérêt pour l'autonomie alimentaire, l'environnement et la qualité des produits. *Fourrages*, (199): 349-371. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1752&statut=0>

Pouliquen, A., 2011. Pays de l'Est intégration dans l'UE : de la reprise agricole à la crise. In: Déméter, ed. *Déméter* 2011. Paris, 11-77. http://www.clubdemeter.com/pdf/ledemeter/2011/pays_de_l_est_integration_dans_l_ue_de_la_reprise_agricole_a_la_crise.pdf

Regan, J.; Marton, S.; Barrantes, O.; Hanegraaf, N.; Ruane, E.; Berland, J.; Pellerin, S.; Nesmes, T., 2015. Does the recoupling of dairy and crop production at the district scale lead to environmental benefits? A case-study approach in Europe. *5th International Symposium for Farming Systems Design*. Montpellier, France, September 7th-10th, 2015.

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Gibon, A., 2013. Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7 (4): 673-681. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002091>

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Joannon, A.; Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112000675>

Ryschawy, J.; Joannon, A.; Choisis, J.P.; Gibon, A.; Le Gal, P.Y., 2014a. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*, 129: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.004>

Ryschawy, J.; Joannon, A.; Gibon, A., 2014b. L'exploitation de polyculture-élevage : définitions et questions de recherche. Une revue. *Cahiers Agricultures*, 23 (6): 346-356. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2014.0727>

Ryschawy, J.; Moraine, M.; Martin, G., 2016. Trade-offs among individual and collective performances related to crop-livestock integration among farms: A case study on crop-manure exchanges among french farmers in Southwestern France. *Agricultural Systems*, soumis.

Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf

Sneessens, I.; Benoit, M.; Brunschwig, G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficience permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration. *Innovations Agronomiques*, 39 127-137.

Van Ferneij, J.-P.; Kolakowski, L., 2008. Pologne, un pays en voie de modernisation : la crise 2007/2008 accélère la restructuration de la filière. *Techni-Porc*, 31 (3): 31-35.

Veyssset, P.; Bébin, D.; Lherm, M., 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsy.2004.03.006>

Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>

Watson, C.; Laitenberger, K.; de Wolf, P.; dal Prá, A.; Stalenga, J.; Bogdanovic, V., 2016. *EIP-AGRI Focus Group: Precision farming*. Brussels: European Commission, 50 p.

Wilkins, R.J., 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1491): 517-525. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2167>

6.6. Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages.

De nombreux écosystèmes à forte valeur patrimoniale ont une origine anthropique et résultent d'une activité agricole qui a maintenu le milieu ouvert (Huyghe *et al.*, 2014). La conservation de ces habitats ; prairies humides, pelouses calcicoles ou acidophiles, dunes, landes ou garrigues, est généralement conditionnée par le maintien d'une activité agricole extensive (pâturage et/ou fauche) (Halada *et al.*, 2011; Ostermann, 1998).

Les prairies semi-naturelles abritent de nombreuses espèces rares de la flore et de la faune et sont reconnues comme étant des habitats d'intérêt communautaire au titre de la directive européenne « Habitats » 92/43/CEE³⁷. En tant que milieux ouverts, elles offrent en outre des services récréatifs notamment dans le cadre de nombreuses réserves et parcs naturels ouverts au public. Enfin, les prairies et les parcours sont à l'origine de services de régulation comme la séquestration du carbone (Petri *et al.*, 2010), la régulation des crues dans le cas des prairies humides (Bremond *et al.*, 2013 ; Maltby *et al.*, 2013 ; Maltby and Acreman, 2011) ou la prévention des incendies dans le cas des parcours méditerranéens (Moreira *et al.*, 2001).

Les éleveurs sont évidemment les porteurs des services d'approvisionnement (production agricole) qui constituent leur cœur de métier, mais ils se trouvent finalement aussi porteurs des autres services environnementaux et culturels qui peuvent leur profiter directement mais dont bénéficient une population plus large voire la société entière. C'est par exemple le cas de la séquestration du carbone ou d'autres services de régulation. Il s'agit alors de concilier services de supports (habitats pour la biodiversité), de régulation (crues, qualité de l'eau, prévention des incendies...) et services culturels (maintien du paysage) avec les services d'approvisionnement (production agricole). Dans bien des cas, l'éleveur devient ainsi, consciemment ou non, un gestionnaire de milieux semi-naturels.

Les activités d'élevage en milieu semi-naturel sont rendues plus difficiles par une moins bonne accessibilité aux parcelles, une moindre production et parfois de fortes contraintes comme une périodicité marquée de la production (hors inondation, hors sécheresse, hors neige...) (Bremond *et al.*, 2013 ; Maltby and Acreman, 2011 ; Reine *et al.*, 2014). Ces difficultés ont entraîné deux situations opposées : soit les prairies ont été « améliorées » au sens agronomique par un travail du sol, par fertilisation, drainage des zones humides ou irrigation des zones sèches, soit ont été abandonnées au profit de parcelles sans contraintes hydriques donc plus faciles à exploiter et souvent plus proches des bâtiments. Les milieux ouverts, d'origine agricole, sont aujourd'hui encore mis en dangers par ce double mouvement d'intensification et de déprise agricole (Henle *et al.*, 2008).

Le maintien de l'exploitation dans des zones à handicap naturel se fait parfois par « attachement » des agriculteurs à leur territoire, ou doit être encouragé par des aides européennes, une animation territoriale ou des initiatives de développement de filières locales lait ou viande. Dans d'autres situations, l'éleveur contractualise avec des gestionnaires de milieux naturels. Deux situations seront abordées, les prairies humides et les systèmes transhumants de méditerranée (Figure 6.6.1).

Ces deux cas d'étude sont contrastés du point de vue des conditions édaphiques et climatiques. Un excès d'eau dans le premier cas et une sécheresse dans l'autre conditionnent à la fois la végétation et les conditions d'élevage. Ils sont également contrastés dans la relation entre élevage et milieux. La clé d'entrée du cas d'étude marais est le territoire. Un territoire fortement anthropisé qui est le siège d'une diversité d'activités en interaction parmi lesquelles l'élevage (à travers le maintien des prairies) joue un rôle central dans le maintien de la biodiversité ainsi que de divers services écosystémiques. La première partie s'attachera donc à présenter des territoires multi-acteurs, marqués par des milieux ouverts dont la préservation est conditionnée par le maintien de l'élevage. La deuxième situation correspond à un système ovin transhumant en zone méditerranéenne utilisant de manière opportuniste une diversité de ressources semi-naturelles en s'adaptant à leur temporalité. Dans cette seconde partie c'est le système d'élevage, par nature multi-territorial, qui constituera le fil conducteur de l'analyse du rôle de l'élevage en système méditerranéen.

³⁷ Union Européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel* n° L 206 du 22/07/1992 p. 0007–0050. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

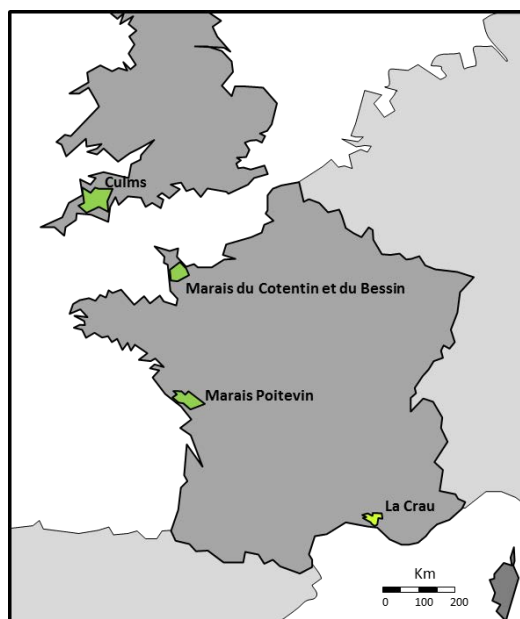


Figure 6.6.1. Localisation des sites choisis pour décrire les territoires de marais (Marais du Cotentin et du Bessin, Marais Poitevin et Culms) et les systèmes transhumants de méditerranée (La Crau).

6.6.1. Les enjeux de l'élevage en territoires de marais

Problématique, introduction des territoires, description des ressources biblio

Bien que les territoires de marais soient aujourd'hui considérés comme des sanctuaires de biodiversité, notamment pour l'avifaune, ils n'en sont pas moins des milieux anthropisés résultant parfois d'aménagements de grande ampleur. Les terres ont été asséchées pour gagner de l'espace pour l'élevage et/ou pour la culture. Le niveau de l'eau a alors été géré en fonction des situations locales et des usages des marais. L'évolution de l'agriculture a été déterminante pour les territoires de marais avec des dynamiques de retournement des prairies et de drainage des terres, par exemple au profit du maïs.

Une caractéristique forte de ces territoires reste cependant la présence importante de prairies humides, milieux particuliers et ressources clés pour les systèmes d'élevage de ces territoires. Les prairies humides sont des écosystèmes semi-naturels d'origine anthropiques et qui dépendent d'une gestion par pâturage ou fauche pour exister. Parmi les prairies qui perdurent, certaines ont vu les pratiques d'élevage s'intensifier et d'autres au contraire se sont petit à petit vues abandonnées. Sous la seule appellation « prairies humides » les habitats sont aussi diversifiés que leur origine (inondation naturelle ou anthropique), leur localisation géographique (conditions pédoclimatiques) et leur gestion (fauche/pâturage et fertilisation). La composition floristique de prairies humides ne se distingue parfois d'une prairie mésophile que par la présence de quelques espèces hygrophiles mais peut parfois être très différente d'une prairie à vocation de production comme dans le cas des moliniaies, jonchaies ou mégaphorbiaies. Les usages traditionnels des marais se sont vus modifiés au cours du XXe siècle en Europe, soit par drainage et conversion en cultures soit par abandon (Poschod *et al.*, 2005). L'abandon des prairies humides conduit à la mise en place d'une succession secondaire et donc le boisement progressif des marais, la banalisation et la perte de diversité floristique (Menichino *et al.*, 2016; Opdekamp *et al.*, 2012). La biodiversité de ces milieux est donc dépendante du maintien de pratiques d'élevage extensives.

Outre leurs statuts d'habitats d'intérêt communautaire (directive « habitats » 92/43/CEE), les prairies humides font également l'objet d'autres statuts de protection, en tant que zones humides (sites Ramsar) ou du fait de la grande diversité avifaunistique (Natura 2000 au titre de la directive européenne « Oiseaux » 79/409/CEE³⁸).

³⁸ Union Européenne, 1979. Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages. *Journal officiel* n° L 103 du 25/04/1979 p. 0001 - 0018. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:FR:HTML>

Trois territoires de prairies humides de la façade Atlantique française et du sud de l'Angleterre (Fig. 6.6.1) seront décrits dans ce document afin d'illustrer les problématiques de conservation des prairies humides et les services qu'elles rendent : (i) le Marais Poitevin dans les régions Pays de la Loire et Poitou-Charentes, (ii) les marais du Cotentin et du Bessin dans le département de la Manche et, en moindre mesure, du Calvados et (iii) les Culms du sud-ouest de l'Angleterre. Ces trois territoires géographiquement et climatiquement proches résultent de formations géologiques différentes d'usages historiques différents mais se rassemblent dans l'intérêt de leurs prairies humides et des enjeux liés à l'élevage.

Cas d'étude - Contexte, frise, historique, gestion

Les marais de ces trois sites bénéficient d'un climat océanique humide avec des précipitations annuelles de 810 mm (Durant *et al.*, 2014) pour les Marais Poitevin, 920 mm pour les marais du Cotentin (Météo France, station de Gonneville, moyenne 1981-2010) et 1 000 mm dans les marais du sud-ouest de l'Angleterre (Met Office, station de Bude, moyenne 1981-2010).

L'analyse bibliographique du rôle de l'élevage dans ces trois territoires a été réalisée sur la base d'une littérature diverse. Des ouvrages locaux, des rapports édités par les organismes en charge de la gestion ou la valorisation environnementale des territoires ont apporté de nombreuses informations sur l'historique et la gestion des sites. Ces mêmes organismes, Parc Naturels Régionaux en France ou associations comme le Devon Wild Life Trust en Angleterre sont également à l'origine de recueils de données précieuses sur la flore ou la faune. La production fourragère des prairies de marais a été étudiée par des organismes de recherche et publiée soit au travers d'articles scientifiques soit d'articles de vulgarisation à l'usage des gestionnaires. C'est au niveau du rôle hydrologique des prairies de marais que la littérature scientifique est la plus importante. Enfin la littérature scientifique s'enrichit ces dernières années sur les compromis entre services écosystémiques rendus par les marais.

L'historique, les particularités de gestion de l'eau et d'évolution des activités agricoles sont complexes et propres à chaque territoire, ils permettent de comprendre la situation actuelle de ces marais et seront donc décrits dans chacune des zones géographiques.

- Marais Poitevin

Le Marais Poitevin est la plus grande zone humide de la façade Atlantique (près de 100 000 ha). Exutoire de sept fleuves, le bassin versant de ce marais s'étend sur 5 300 km². Il est issu de l'érosion d'un plateau calcaire exondé lors de la dernière grande glaciation puis recouvert d'alluvions et de sédiments constituant une argile grise, la bri. Le marais peut se diviser en trois grandes entités paysagères : le marais mouillé, le marais desséché et la zone littorale. Le marais mouillé, classé Grand Site de France en 2010, est un espace bocager sillonné d'un réseau de canaux dense utilisé tant pour le pâturage que pour les cultures maraîchères. Au-delà de la dimension agricole, ce site est particulièrement réputé pour le tourisme. Le marais desséché conquis par l'homme pour la mise en culture, constitue l'essentiel du Marais Poitevin (65 000 ha). C'est un espace non inondable, plus ouvert où se côtoient prairies et cultures. Enfin, la zone littorale dont la réserve naturelle de la Baie de l'Aiguillon constitue un paysage d'interface d'importance toute particulière pour la biodiversité, notamment l'avifaune.

L'histoire du Marais Poitevin est celle d'un territoire façonné par l'homme et fortement anthropisé telle que nous la raconte Billaud (Billaud, 1984). Les premières opérations de drainage sont conduites entre le Xe et le XIIIe siècle mais c'est au cours des XVIIe et XVIIIe siècles que l'assèchement des marais est le plus important et que se crée la distinction (et l'interdépendance) entre marais mouillé et marais desséché. L'occupation du sol à cette période se caractérise dans le marais desséché par une forte proportion de terres arables dans le territoire (2/3) comparée aux prairies. Mais la crise céréalière de la fin du XIXe siècle, alliée à la baisse de la fertilité des sols se traduit par un renversement de situation à l'aube du XXe siècle au profit de l'élevage extensif allaitant puis laitier. Dans le même temps dans les zones les plus hautes du marais mouillé, les cultures à prolongement artisanal historiques (lin, chanvre, osier) sont remplacées par le maraîchage au début du XXe siècle puis par de l'élevage entre les deux guerres. Les zones les plus basses, quant à elles sont maintenues en prairies au cours du temps, jusque dans les années 1970 où l'on constate une dynamique d'accroissement des exploitations agricoles dans le marais mouillé couplée à une hausse des surfaces en cultures. Dans le marais desséché, ce mouvement est

plus lent et les prairies resteront la principale occupation du sol jusque dans les années 1980. C'est en 1979 que le PNR du Marais Poitevin est créé mais cette structure n'arrivera pas à enrayer le retournement des prairies (on observe une perte de 50% des surfaces en prairies entre 1970 et 1995 (Duncan *et al.*, 1999)). Au début des années 1990, le parc du Marais Poitevin perd son label de PNR mais sera maintenu par les collectivités locales sous le nom de Parc Interrégional du Marais Poitevin (PIMP). Cette période coïncide avec une relative stabilisation des surfaces en prairies permanentes liée notamment à la profonde réforme de la PAC en 1992 (fin des subventions au drainage suivie par le développement progressif des MAE). Le parc retrouve finalement son label de PNR en 2014.

Le Marais Poitevin est principalement utilisé pour l'élevage bovin allaitant, avec pour races principales la Charolaise, la Limousine et la Blonde d'aquitaine ainsi que deux races locales plus minoritaires : la Nantaise et la Maraîchine. Les élevages sont majoritairement de type naisseurs. Les exploitations combinent généralement des surfaces en marais et en terres hautes. Les prairies permanentes sont principalement localisées dans le marais mais elles n'y constituent pas la totalité de la surface agricole, le marais étant également occupé par des cultures (maïs, tournesol, céréales). Après une phase d'intensification de la production, permise notamment par des subventions au drainage dans les années 1980, le retournement des prairies semble se stabiliser. On observe aujourd'hui une situation hétérogène avec gradient d'occupation du sol allant d'espaces majoritairement occupés par des cultures au sud à des zones où les prairies sont majoritaires au nord-ouest et à l'est.

De par la nécessaire gestion collective de l'eau, le Marais Poitevin est un espace sur lequel la conciliation entre une multitude d'intérêts portés par une grande diversité d'acteurs a toujours été la règle. Sans rechercher l'exhaustivité, on peut distinguer parmi ces acteurs : le PNR, piloté par un syndicat mixte composé des collectivités locales (Régions, Départements, Communes, EPCI) et des Chambres d'Agriculture, les syndicats de marais chargés de la gestion des niveaux d'eau, les services de l'Etat, les agriculteurs (éleveurs et céréaliers aux intérêts parfois divergents), les chasseurs, les pêcheurs, les associations environnementales... Les marais ont évolué au cours de l'histoire mais le XXe siècle n'a pas vu de changement brusque et de nombreuses pratiques traditionnelles comme des déplacements en barque perdurent.

- Marais du Cotentin

Les marais du Cotentin et du Bessin forment un isthme reliant la presqu'île du Cotentin au continent sur la partie orientale du Massif Armoricaire. Ils sont issus de la transgression flandrienne qui a creusé de larges vallées. Les tangles et sables ont comblé en partie l'isthme au quaternaire. L'accumulation de la biomasse végétale ne se dégradant pas durant près de 5 000 ans est à l'origine de la constitution de tourbe qui a comblé les vallées (Boujot, 2003). Les marais de certaines vallées sont aujourd'hui encore constitués de sols tourbeux alors que dans les marais d'autres vallées, la tourbe a été recouverte d'argiles et de limons provenant soit d'alluvions apportées lors des inondations soit de colluvions issues de l'érosion des sols du haut pays suite aux défrichements et labours (Zambettakis *et al.*, 2007). Les marais du Cotentin et du Bessin correspondent aujourd'hui à des zones de dépression à faible dénivelé et proches du niveau de la mer (« bas pays ») formées par les vallées d'un réseau de rivières convergeant dans la baie des Veys.

L'utilisation des marais du Cotentin et du Bessin est liée à leur propriété foncière (Boujot, 2003). Appartenant aux seigneurs (instaurant un droit de pacage) au Moyen Âge puis convoités par la couronne au XVIe siècle, les marais deviennent communaux à partir de la révolution française. Ils deviennent ainsi propriété de l'ensemble des habitants de la commune qui peuvent soit mettre en pâture quelques animaux soit vendre leur droit de pâture. A la fin du XVIIe siècle, une partie des communaux est partagée. Le pâturage traditionnel est alors très diversifié : bovins, chevaux, cochons, moutons, canards et oies se partagent les marais. Dès le XVIIIe siècle, par volonté royale, les marais, sources de maladies, notamment le paludisme, sont asséchés par drainage et sont mis en place des aménagements hydrauliques comme des portes à flots. Le perfectionnement des moyens techniques au cours du XIXe accélère l'assèchement des marais avec notamment la canalisation des cours d'eau. A partir du XVIIIe, l'assèchement s'accompagne d'une spécialisation bovine de l'élevage. L'exploitation collective des marais se modifie au cours du XIXe avec le partage de nombreux communaux. La pratique de fauche n'arrive qu'au cours du XXe siècle.

Dans les années 1970, avec l'introduction du maïs fourrager sur le haut pays, la productivité des vaches laitières s'accroît considérablement et les éleveurs délaissent le bas pays. Inondations, substrat tourbeux peu nutritif et à faible portance, conflits dans la gestion de l'eau avec les autres acteurs, et entretien des cours d'eau sont autant de contraintes qui contribuent au désintérêt pour les marais du bas pays. Parallèlement, la mauvaise image des

marais, source de diverses maladies, parasitoses, fièvre aphteuse et brucellose, conduit à la perte de l'intérêt des communes pour les marais collectifs.

Les marais occupent un grand territoire très peu artificialisé. Le territoire est spécialisé dans l'élevage bovin avec une forte spécialisation laitière (Holstein et Normande essentiellement) et un essor de l'agriculture biologique (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2010). Les marais communaux occupent encore une portion importante dans les systèmes d'élevage avec 7 300 ha sur 65 communes dont 2 700 ha sont encore en gestion collective sur 36 communes, les autres étant loués à des agriculteurs (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2010). 1 027 exploitations exploitent les marais et également des terres dans le bocage mais 46 exploitations dépendent exclusivement du marais (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2015). Les pratiques agricoles sont extensives avec pas ou peu de fertilisation (moins de 30 Unités d'azote). Des CET, CAD puis MAEt se sont succédées sur le territoire du Parc afin d'encourager des pratiques extensives (réduction de la fertilisation et fauche tardive). La surface toujours en herbe (STH) du territoire du PNRMCB a fortement régressé depuis vingt ans au profit de cultures fourragères ou de prairies temporaires mais cette diminution concerne essentiellement le haut pays.

Parmi les acteurs des marais, certains utilisent les marais et leurs activités sont conditionnées par les hauteurs d'eau et la durée de la période d'inondation. Les chasseurs (oiseaux d'eau) avec une chasse au gabion (plus de 450 installations), les pêcheurs et les plaisanciers souhaitent une durée d'immersion importante. A l'inverse, les agriculteurs souhaitent une inondation plus courte. En effet, la gestion de l'eau conditionne la repousse de l'herbe et donc les activités agricoles, fauche et/ou pâturage. Les agriculteurs attendent le ressuyage des marais au printemps et doivent attendre une portance suffisante pour amener leurs animaux au pâturage.

La gestion de l'eau est réalisée par de nombreux syndicats de marais qui sont chargés de la gestion du niveau d'eau par la manœuvre des ouvrages hydrauliques. Globalement, une nappe affleurant est maintenue du 15 décembre au 15 février (Figure 6.6.2).



Figure 6.6.2. Le « marais blanc », les marais du Cotentin et du Bessin sont inondés pendant l'hiver (© S. Lemauiel-Lavenant)

Le PNR des marais du Cotentin et du Bessin (PNRCB) a été créé en 1991 en raison de l'importance de la zone humide sur ce territoire. Dans la gestion de l'eau, le PNR MCB a un rôle de conciliation et de médiation entre les différents acteurs du territoire. Il doit, outre la prise en compte des utilisateurs, veiller à la biodiversité. Il est l'animateur des démarches agroenvironnementales depuis 1992, opérateur des sites Natura 2000 depuis 2000 et porteur du SAGE Douve Taute à partir de 2015. Le PNR MCB joue un rôle de médiation et de conciliation avec l'animation d'une commission « eau ». Il appuie ainsi les différentes associations syndicales des marais.

- Culm

Les Culms sont des marais situés dans le nord-ouest du comté du Devon et le nord-est du comté de Cornouailles. Le « Culm » est localisé sur un socle rocheux les « Culm measures » issu de la période carbonifère. Le sous-sol est principalement constitué de schistes et de grès et a pour originalité la présence

occasionnelle de charbon anthraciteux. Les sols sont argileux, acides, peu drainants et par conséquent gorgés d'eau (Gardiner, 2009). Trois rivières principales sont à l'origine des zones humides, le Taw, le Torridge et le Tamar. Les prairies humides des « lowland » du sud-ouest de l'Angleterre font l'objet depuis quelques années d'une plus grande attention des pouvoirs publics du fait de leur patrimonialité. Cette attention s'est accrue depuis les fortes inondations de l'hiver 2012-2013 qui ont paralysé une partie du territoire pendant plusieurs semaines (SQW, 2013).

Le Culm du sud-est de l'Angleterre est caractérisé par un habitat minoritaire à haute valeur patrimoniale, les Culm grasslands dont il ne reste plus aujourd'hui que 5 000 ha. Ce sont des zones humides issues des défrichements du Moyen Âge puis de l'entretien par les herbivores. Depuis 200 ans, le territoire du Culm a vu son agriculture s'intensifier par le drainage des terres. Les surfaces des Culm grasslands ont surtout régressé de manière drastique depuis les années 1950 soit à cause de leur abandon et enrichissement, soit, majoritairement, du fait d'une intensification de l'agriculture, c'est-à-dire le drainage et la fertilisation (Gardiner, 2009). 95% des surfaces ont ainsi disparu dans les années 1980 à la suite de ressemis ou de conversion en cultures.

Les Culm grasslands sont issues de pratiques traditionnellement extensives et qui le sont restées. Les prairies de la réserve nationale du Dunsdon Farm sont par exemple considérées comme naturelles et n'auraient jamais été fertilisées. Elles sont traditionnellement associées à l'élevage d'une race bovine à viande, la Ruby Red cattle dont le chargement traditionnel correspondait à 1 UGB/ha (Gardiner, 2009). L'agriculture sur ces habitats est peu rentable et perdure essentiellement grâce aux aides publiques. Les agriculteurs constituent évidemment des interlocuteurs privilégiés mais ces prairies ont la particularité d'être aussi parfois gérées par des propriétaires privés non exploitants agricoles. Les sociétés de captage d'eau sont également au cœur des problématiques de ce territoire. Un organisme est particulièrement présent dans le Devon, le Devon Wildlife Trust, qui fait le lien entre les différents acteurs. Il a pour objectif de préserver ces habitats, presque relictuels, en offrant aux agriculteurs un appui financier et technique et des conseils visant à concilier les différents services. En 2008, le Devon Wildlife Trust a mis en place un large projet « Working Wetland Project » pour enrayer la disparition de ces prairies humides. D'autres acteurs, interviennent dans ces marais, un organisme institutionnel, le Devon County Council et des associations comme la RSPB et English Nature.

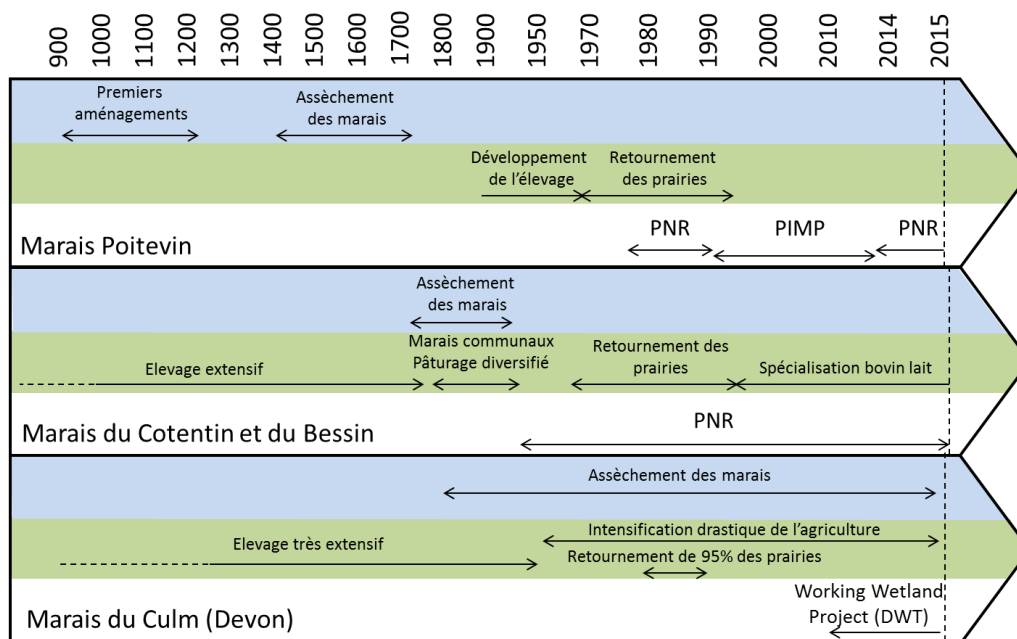


Figure 6.6.3. Frise temporelle confrontant l'historique des trois territoires des marais, les périodes d'assèchement, l'utilisation agricole et l'apparition d'un organisme ou d'un programme ayant pour objectif de coordonner la gestion

Les services d'approvisionnement

Les marais sont exploités pour l'alimentation des animaux soit directement via le pâturage soit indirectement par la fauche. Traditionnellement, les agriculteurs ressentaient les inondations de ces prairies comme bénéfiques car elles fertilisaient les terres. Elles sont aujourd'hui moins bien vécues d'une part parce qu'il est possible de fertiliser les prairies mésophiles facilement, et d'autre part parce que les inondations rendent l'exploitation beaucoup plus contraignante que dans les parcelles non inondables. La mise au pâturage des animaux dépend

du ressuyage des terres et donc de facteurs humains (décisions des syndicats de marais) et des conditions climatiques (Figure 6.6.4). De la même manière la production de fourrage est contrainte par la portance du sol et le fanage du fourrage sec notamment pour une coupe de fin d'été peut être compromis par de mauvaises conditions climatiques aboutissant à une inondation précoce.

Le fourrage produit sur ces prairies se différencie de celui des prairies de plateaux, la végétation est spécifique et à l'instar des prairies mésophiles dominées par des poacées plus ou moins productives, les prairies de marais peuvent intégrer une grande part de dicotylédones mais aussi des cypéracées et dans le cas des prairies pâturées, des joncacées. La gestion des joncacées est un des freins à l'exploitation des marais. Lorsque joncs et/ou *Carex* sont représentés en fortes proportions, le fourrage sec est parfois utilisé en tant que litière.



Figure 6.6.4. Le « marais vert », à la sortie de l'eau, les animaux reprennent possession des prairies dans les marais du Cotentin et du Bessin (© S. Lemauiel-Lavenant)

La production de fourrage en marais est conditionnée par les périodes de submersions-immersions et si le fourrage est plus tardif qu'en plaine, sa production se maintient au cours de l'été. La production de fourrage des prairies hygrophiles des Marais Poitevin et les marais tourbeux du Cotentin atteignent des valeurs de 6 à 8 TMS/ha ce qui les rend plus productives que les prairies mésophiles de ces territoires (Bonis, 2004). L'analyse de fourrages du marais du Cotentin et du Bessin sur un panel de prairies inondables ont mis en évidence des valeurs nutritives (UFL, digestibilité, valeurs azotées) comparables à celles d'un foin ventilé de référence (Fillol *et al.*, 2015). Le marais produit un fourrage de haute qualité au printemps avec peu (prairies sur sols tourbeux) ou pas (prairies sur sols minéraux) de perte de qualité au cours de la saison de pâturage ou fauche. Les poacées sont les espèces dont le taux de cellulose est le plus variable au cours des saisons avec une augmentation liée au ratio tige/limbes. La forte proportion de dicotylédones, beaucoup moins sujettes aux variations du taux de cellulose, au sein de la plupart des prairies humides tamponne l'effet saison à l'échelle de la communauté (Diquelou *et al.*, 2016 ; Fillol *et al.*, 2015). Une analyse de la valeur fourragère de 64 espèces se développant dans les prairies humides pâturées et/ou fauchées des marais a mis en évidence la plus forte qualité des dicotylédones mais a aussi montré que les cypéracées, qui font généralement partie des refus en prairie pâturée ont des valeurs fourragères intéressantes et pourraient constituer un atout nutritif dans les fourrages récoltés. La diversité floristique des prairies inondables et la proportion en dicotylédones permettent un bon équilibre en micronutriments (Diquelou *et al.*, 2016 ; Fillol *et al.*, 2015). En effet, les profils de nutriments diffèrent d'un groupe fonctionnel à l'autre et sont aussi très variables au sein de chaque groupe fonctionnel. La diversité floristique permet également de tamponner les variations de qualité fourragère de chacune des espèces en fonction de sa phénologie et ainsi de maintenir la qualité fourragère au cours de la saison (Bonis, 2004).

La comparaison de poacées met en évidence une valeur nutritive (UFL) pour certaines hygrophiles (Vulpin genouillé : 0,91 ; Glycérie flottante : 0,93) meilleure que pour le Ray-grass (0,85).

Services environnementaux
- Support de biodiversité

Les marais abritent une biodiversité commune mais aussi des habitats originaux incluant des hydrophytes et des halophytes. Ils sont gérés par des pratiques agricoles qui maintiennent les milieux ouverts et empêchent le développement des ligneux. Ils accueillent des végétations diversifiées : prairies, roselières, mégaphorbiaies, caricaies, prairies tourbeuses, bas marais alcalins, végétations aquatiques et végétations halophiles. Pour illustration, et parmi les végétations qui se développent dans les marais du Cotentin et du Bessin, de nombreux habitats sont identifiées comme étant d'intérêt patrimonial au titre de la directive « Habitat » (Directive 92/43 CEE – Annexe 1³⁹) (Zambettakis *et al.*, 2007). Les prés humides et bas marais acides atlantiques (6410.6), Bas marais oligotrophes mixte acide –alcalin (6410.6 x 7230), Mégaphorbiaies eutrophes des bords d'eau douces (6430.4), Mégaphorbiaies oligoalcalines (6430.5), Végétation des bas marais neutro-alcalins (7230.1), Mégaphorbiaies mésotrophes collinéennes (6430.1), Prairies subhalophiles thermo-atlantiques (1410.3) alcalins sont le support de l'élevage. D'autres végétations, annexes aux parcelles d'élevage sont néanmoins liées au maintien d'un paysage d'élevage ouvert, végétations à marisque (7210.1*), végétations des eaux stagnantes (3110.1), des plans d'eau (3150.1 et 3150.2), des rivières et fossés (3150.4), des mares (3160 et 3140) et des tourbières et tremblants (7140.1 et 7120.1).

Encadré 1: Habitats d'intérêt patrimonial

*Pour illustration, et parmi les végétations qui se développent dans les marais du Cotentin et du Bessin, de nombreux habitats sont identifiées comme étant d'intérêt patrimonial au titre de la directive « Habitat » (Directive 92/43 CEE – Annexe 1) (Zambettakis *et al.*, 2007). Les prés humides et bas marais acides atlantiques (6410.6), Bas marais oligotrophes mixte acide –alcalin (6410.6 x 7230), Mégaphorbiaies eutrophes des bords d'eau douces (6430.4), Mégaphorbiaies oligoalcalines (6430.5), Végétation des bas marais neutro-alcalins (7230.1), Mégaphorbiaies mésotrophes collinéennes (6430.1), Prairies subhalophiles thermo-atlantiques (1410.3) alcalins sont le support de l'élevage. D'autres végétations, annexes aux parcelles d'élevage sont néanmoins liées au maintien d'un paysage d'élevage ouvert, végétations à marisque (7210.1*), végétations des eaux stagnantes (3110.1), des plans d'eau (3150.1 et 3150.2), des rivières et fossés (3150.4), des mares (3160 et 3140) et des tourbières et tremblants (7140.1 et 7120.1).*

*Ces végétations ont une flore diversifiée et accueillent des espèces patrimoniales et rares, comme les rossolis (*Drosera anglica*, *D. rotundifolia*, *D. intermedia*), la pédiculaire des marais (*Pedicularis palustris*), la pillulaire commune (*Pilularia globulifera*) ou l'utriculaire citrine (*Utricularia australis*).*

La flore et les associations floristiques dépendent évidemment des sols et du climat mais varient surtout en fonction de facteurs liés à l'homme de manière historique ou actuelle. L'origine des marais, l'historique des poldérisations et la gestion des flux d'eau douce et de mer sont déterminants sur la flore (Bouzillé *et al.*, 2001). Les Marais Poitevin ont pour originalité une flore de végétations saumâtres avec l'emblématique Jonc de Gérard dans les zones intermédiaires entre marais mouillés et marais desséchés (Bouzillé, 1992 ; Bouzillé *et al.*, 2001). La gestion agricole pâturage/fauche, intensité d'exploitation (périodes d'exploitations et intrants), la gestion hydraulique et notamment de la durée d'immersion y sont déterminantes dans la dynamique végétale (Amiaud, 1998 ; Bouzillé, 1992 ; Rossignol and Bonis, 2011 ; Zambettakis *et al.*, 2007).

Les zones humides sont caractérisées par une avifaune remarquable qui a été mise en danger par l'assèchement des marais en Europe et dans le monde. La présence importante des échassiers en termes de richesse spécifique comme en termes d'abondance constitue une des originalités des marais et probablement la caractéristique qui a permis de focaliser sur la protection de ces zones humides. Les échassiers, avec quelques espèces emblématiques comme le courlis cendré, le vanneau huppé, le chevalier gambette, la barge à queue noire ou la bécassine des marais, nichent dans les prairies de marais et dépendent donc d'une activité d'élevage (Durant *et al.*, 2008). La gestion agricole des prairies est nécessaire pour les limicoles afin de conserver le milieu ouvert mais doit généralement être extensive afin de limiter les impacts directs tels que le piétinement des nids (Sabatier *et al.*, 2010). Les exigences des espèces nicheuses vis-à-vis du milieu et donc de la gestion agricole varient avec les espèces (Durant *et al.*, 2008). En système pâturé, le courlis cendré fréquente une végétation

³⁹ Union Européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Journal officiel n° L 206 du 22/07/1992 p. 0007–0050. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

basse et niche précocement tandis que le chevalier gambette niche plus tardivement et permet une exploitation de la prairie pendant le pic de production mais niche dans une végétation haute donc peu exploitée (Debout *et al.*, 2003; Durant *et al.*, 2008). Les marais accueillent aussi des espèces paludicoles nicheuses patrimoniales (Debout *et al.*, 2003). Parmi elles, le butor étoilé, la cigogne blanche, le busard des roseaux, le busard cendré et la marouette ponctuée sont inscrites dans l'annexe 1 de la directive « Oiseaux » (Directive 79/409 CEE⁴⁰). Outre les espèces nicheuses, les marais constituent des étapes pour les oiseaux d'eau migrateurs. Les marais du Cotentin et du Bessin, par exemple sont situés sur l'axe migratoire Europe du Nord – Afrique et constituent une halte indispensable pour des milliers d'oiseaux.

L'avifaune n'est pas la seule richesse faunistique des marais. Les inventaires réalisés dans les marais du Cotentin et du Bessin mettent en évidence l'intérêt des marais en tant qu'habitat pour l'entomofaune et les batraciens (Fiche ZNIEFF Marais du Cotentin et du Bessin, id 250008148⁴¹). L'entomofaune des marais est représentée par de nombreuses libellules (Agrion gracieux, Aesche printanière, Leste dryade, Agrion de Mercure ...), orthoptères (Criquet des clairières, Criquet ensanglanté, Criquet palustre, Conocéphale des roseaux...), coléoptères et papillons (Noctuelle pudorine, Ancre, Damier de la Succise, ou encore fritillaire des marais espèce emblématique des *culm grasslands*). Les marais sont aussi peuplés d'une riche faune batrachologique comprenant des espèces peu communes tels le Crapaud calamite et le Triton crêté.

Les prairies inondées peuvent constituer des frayères pour le brochet et l'anguille. Par ailleurs, les rivières, sont fréquentées par des poissons migrateurs (Lamproies fluviatile et marine, grande alose, saumon atlantique...) remontant ces cours d'eau pour frayer. Les marais du Cotentin et du Bessin recèlent enfin un annélide peu commun : la Sangsue médicinale. Le Marais Poitevin est un site d'accueil important des populations d'anguilles communes (*Anguilla anguilla*). Bien que classée en danger critique d'extinction selon UICN, elle reste fortement menacée par la pêche du fait de la très grande valeur commerciale des civelles (jeunes anguilles).

Les oiseaux et la végétation bénéficient d'un suivi important dans les marais, notamment dans le cadre des états initiaux des docobs des ZSC et ZPS. Il reste néanmoins beaucoup de travaux de prospection à réaliser dans les groupes des batraciens, reptiles, poissons et invertébrés.

La biodiversité des marais est largement reconnue et le seul territoire des marais du Cotentin et du Bessin, par exemple, intègre une zone Ramsar de 32 500 ha (Marais du Cotentin et du Bessin, Baie des Veys). Deux zones Natura 2000, la ZPS « FR2510046 - Basses Vallées du Cotentin et Baie des Veys » de 33 695 ha et la ZSC « FR2500088 - Marais du Cotentin et du Bessin - Baie des Veys » de 29 270 ha. La réserve de la Sangsurière et de l'Adriennerie et la réserve de la Baie des Veys.

- L'eau et le sol dans les marais

Les prairies de marais, outre la biodiversité qu'elles abritent et leur place centrale dans l'identité paysagère des territoires, ont un rôle important dans la qualité des eaux qui se dirigent vers les cours d'eau et les nappes. Sur le plan qualitatif, elles permettent de filtrer les eaux, sur le plan quantitatif, elles permettent de moduler les crues et les sécheresses.

La qualité des eaux est un des enjeux majeurs des marais. Dans les marais du Cotentin et du Bessin, plusieurs aquifères ont été classés d'intérêt remarquable par le SDAGE Seine-Normandie, ils constituent la ressource en eau du département de la Manche. 12 millions de m³ d'eau sont produits annuellement sur le territoire du SAGE Douve Taute (1 665 km²) et 55% de ce volume sont consommés localement (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2014). Le suivi de la qualité de l'eau dans les marais de l'ouest a mis en évidence une nette diminution de la teneur en nitrate entre l'amont et l'aval des marais (Bonis *et al.*, 2008). Le fonctionnement des zones humides a pour particularité une forte activité de dénitrification qui procure de l'oxygène aux microorganismes et engendre une libération de N₂O, un important gaz à effet de serre, dans l'atmosphère. La dénitrification permet de réduire la teneur en nitrate des eaux circulantes et ainsi d'améliorer la qualité des eaux avant qu'elles ne parviennent aux cours d'eau (Maltby *et al.*, 2013). La dénitrification engendre donc à la fois un service et un dysservice qui entrent en conflit.

L'élevage peut aussi être source de dégradation de la qualité de l'eau. Les paysages de marais sont généralement constitués d'une mosaïque de prairies, de fourrés et de cultures, découpée par de nombreux

⁴⁰ Union Européenne, 1979. Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages. *Journal officiel* n° L 103 du 25/04/1979 p. 0001 - 0018. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:FR:HTML>

⁴¹ <https://inpn.mnhn.fr/zone/znief/250008148> (consultation novembre 2016)

fossés et cours d'eau. La divagation du bétail sur les berges des fossés et cours d'eau peut mettre en péril la qualité de l'eau (qualité bactériologique, teneurs en nitrate et phosphate...). La mise en défens et la pose de pompes à nez peut pallier les pollutions directes engendrées par la présence des animaux. De telles infrastructures impliquent cependant un important surcoût, l'intérêt historique des canaux étant précisément de jouer un rôle de clôtures et d'abreuvoirs naturels. La fertilisation des parcelles constitue une seconde origine de dégradation de la qualité de l'eau. Les MAEt peuvent dans ce cas constituer un outil de régulation de cette pollution.

L'anoxie dans les sols immergés est également un frein à la minéralisation de la matière organique. Les sols des prairies humides et en premier lieu des prairies tourbeuses constituent des stocks importants de carbone et contribuent ainsi à mitiger les émissions de CO₂ (Maltby and Acreman, 2011). Cette séquestration du carbone est toutefois à relativiser car l'activité des microorganismes telluriques peut être accélérée pendant la période de ressuyage.

La gestion des risques d'inondation passe par la conservation, voire la restauration des milieux inondables pour protéger les zones vulnérables comme les zones urbanisées. Les marais sont généralement décrits comme des éponges ; en période pluvieuse ils atténuent les phénomènes de crues et de ruissellement et, à l'inverse, alimentent les cours d'eau en période sèche. Les marais seront amenés à jouer un rôle de plus en plus grand dans l'atténuation des événements climatiques extrêmes et de la montée du niveau de la mer liés aux changements climatiques globaux. En 1983, 1987, 1990, 1995 et 1999, 19 communes des marais du Cotentin et du Bessin ont fait l'objet d'arrêtés de catastrophe naturelle pour cause d'inondation et de débordement de cours d'eau sur le SAGE (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2014). Le Marais Poitevin a quant à lui été particulièrement touché par la tempête Xynthia de 2010, via notamment la rupture de plusieurs digues. Le sud-ouest de l'Angleterre a connu durant l'hiver 2012-2013 des inondations exceptionnelles qui ont paralysé une partie du territoire pendant près de deux mois. Toutefois la capacité des marais à retarder et à atténuer les crues est dépendante de la capacité à stocker l'eau et donc à ne pas être saturés pendant des périodes clés (Bullock and Acreman, 2003; Maltby and Acreman, 2011).

Vitalité territoriale

Dans les territoires de marais qui n'ont pas été intensifiés, l'activité agricole est souvent moins rentable et fragilisée. La densité de population d'un territoire comme celui du PNR MCB est très faible, 47,1 habitants au km². Le territoire ne compte qu'une commune principale (Carentan, 6 340 habitants) et 10 communes secondaires (de 1 500 à 3 000 habitants). La population est nettement vieillissante, les plus de 60 ans étant plus nombreux que les moins de 20 ans avec un déficit des 20-29 ans. Dans les Culms, ce sont parfois des propriétaires privés passionnés par ces milieux relictuels qui ont acquis les prairies pour les conserver.

Les services récréatifs offerts par les marais permettent de redynamiser les territoires de marais, ils sont de l'ordre de la beauté scénique, du cadre de vie, et de l'utilisation des milieux inondables et des réseaux hydriques. Les marais sont le cadre de vie de la population et notamment des éleveurs qui les exploitent. Le tourisme est essentiellement lié à des paysages traditionnels peu urbanisés et à la présence de l'eau permettant l'existence d'une avifaune remarquable, des activités liées à l'eau comme les promenades fluviales, la pêche et la chasse. Les marais sont également les lieux d'origine de nombreuses races locales participant à l'identité des territoires (vache Maraîchine et baudet du Poitou dans le Marais Poitevin, cheval Boulonnais dans les marais d'Opale, chevaux et taureaux de Camargue, etc...).

Une offre de tourisme vert s'est développée sur ces territoires avec par exemple dans les marais du Cotentin et du Bessin l'édition de topoguides par le PNR MCB, la mise en place de sentiers (38 pour un linéaire de 10 km) par le PNR et les communes, des gîtes pandas et des promenades fluviales. Dans le Marais Poitevin la Venise verte représente un site touristique important. De même les pratiques traditionnelles comme l'arrivée des animaux dans les communaux du Marais Poitevin constituent des éléments attractifs pour le tourisme.

Les marais font aussi l'objet d'une animation éducative importante et une sensibilisation à la nature et l'environnement par les PNR (dans le marais du Cotentin et du Bessin ou le PNR du Marais Poitevin), les CPIE et autres organismes comme les Wild Life Trust des comtés d'Angleterre. Enfin, les marais constituent généralement un enjeu culturel fort dans l'imaginaire avec de nombreuses légendes propres aux territoires.

Synergie et compromis

Les relations entre services peuvent correspondre à des compromis entre acteurs. Les chasseurs et pêcheurs souhaitent des périodes d'inondation plus longues que les agriculteurs. Les divergences s'observent aussi entre agriculteurs, les céréaliers recherchant des niveaux d'eau aussi bas que possible, là où les éleveurs ont besoin de maintenir des niveaux d'eau relativement haut en été. Ces quelques exemples illustrent bien la nécessité de conciliation entre les intérêts des différents acteurs autour de la question de la gestion des niveaux d'eau. Les

compromis entre services dépendent des compromis entre acteurs et sont gérés par les opérateurs des ouvrages hydrauliques c'est-à-dire les syndicats de marais.

La conservation de milieux ouverts est conditionnée par le maintien des agriculteurs sur ces milieux plus contraignants et plus complexes à exploiter. Certains éleveurs sont attachés à « leurs marais », ils y vivent et apprécient ce cadre de vie, pour d'autres le lien est beaucoup plus ténu et la pérennité des prairies est beaucoup plus fragile. Le maintien de l'élevage sur les marais peut alors passer par une valorisation de cet élevage et une nouvelle conception de la production.

Biodiversité et gestion des prairies sont intimement liées (Gaujour *et al.*, 2012 ; Sabatier *et al.*, 2010). L'extensification est recherchée pour favoriser la biodiversité et dans le cas des marais, l'extensification, ou la conservation de pratiques extensives, passe par la limitation des intrants, des chargements dans le cas des prairies pâturées et la fauche tardive. Ces pratiques sont encouragées par des mesures agro-environnementales. Ces aides permettent de compenser un manque à gagner. Dans les marais du Cotentin et du Bessin, les mesures agro-environnementales ont eu pour objectif de maintenir un élevage extensif, le nouveau PAEC va dans le même sens avec pour priorités (i) le maintien ou la reconversion en prairies permanentes, (ii) la limitation des fertilisants et produits phytosanitaires, (iii) la maîtrise du chargement, (iv) des dates de fauche tardives et (v) l'entretien des mares et fossés. Le PAEC vise également à soutenir l'exploitation des marais communaux collectifs.

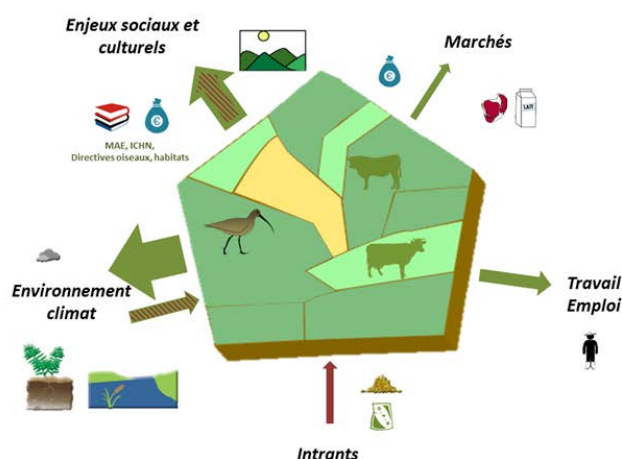
Le programme INTERREG WOW (Working Value of Wetlands) mené notamment sur les prairies humides du sud de l'Angleterre et les marais du Cotentin et du Bessin, s'est donné comme ambition de rechercher des pistes pour un développement durable de l'élevage dans cinq grandes zones humides des deux côtés de la Manche dont les marais du Cotentin et du Bessin. La valorisation du travail des éleveurs en tant qu'acteurs de l'environnement, de la beauté scénique du paysage mais aussi en tant que producteurs de produits de qualité est une piste pour les maintenir sur ces terres difficiles à exploiter.

En 2008, le Devon Wildlife Trust a mis en place un programme "Working Wetlands Project" avec agriculteurs et propriétaires pour gérer, restaurer voire recréer des culm grasslands. Le DWT apporte un support financier aux agriculteurs mais aussi une aide technique gratuite et des conseils pour des actions de gestions variées comme la mise en défens des berges et la pause de pompes à nez, la gestion des refus et principalement des joncs et la restauration de la biodiversité végétale.

La spécificité de l'élevage de marais peut être valorisée par la mise en place d'une production animale de qualité et de circuits courts comme la filière liée à la viande de race maraichine dans le Marais Poitevin ou celle liée à la viande de race red ruby dans le Devon.

Les éleveurs sont aussi acteurs de la gestion des crues. Généralement l'analyse des impacts des inondations se focalise sur les infrastructures et les milieux urbains mais l'agriculture subit également des dommages et manques à gagner importants qui sont souvent mal évalués et évalués à une échelle territoriale et non à l'échelle de l'exploitation (Bremond *et al.*, 2013). Une meilleure prise en compte des contraintes liées au caractère inondable des prairies est nécessaire pour que des mesures proposées aux éleveurs comme le paiement pour les services écosystémiques soient mieux acceptées (Bremond *et al.*, 2013).

Les marais représentent donc des territoires qui portent des services majeurs comme l'accueil de la biodiversité, la régulation des crues, la qualité de l'eau ou encore la séquestration du carbone dans le sol. Ce sont aussi des territoires complexes de par l'intervention de nombreux acteurs qui interagissent autour de la gestion des niveaux d'eau. Parmi eux, les éleveurs jouent un rôle clé en gérant les prairies et donc en prévenant la succession végétale des marais qui conduirait à l'installation de fourrés à faible valeur patrimoniale et écologique. (Bremond *et al.*, 2013).



Interfaces étudiées	Effets positifs	Effets négatifs
Intrants		Fourrages hors marais Fertilisation minérale prairies, énergie pour la fauche Effets délocalisés des aliments concentrés
Travail Emploi	Emplois agricoles quantitativement marginaux Maintien tissu rural par emplois indirects: tourisme, pêche, syndicats de marais, etc.	
Marchés	Place pour produits locaux de qualité (marques parc) Qualité nutritionnelle produits à l'herbe	
Enjeux sociaux et culturels	Esthétique du paysage Tourisme, Chasse, Pêche, Identité culturelle	Conflits d'usage sur durée des périodes d'inondation
Environnement et climat	Biodiversité « commune » et patrimoniale Habitats prioritaires Natura 2000 Séquestration C, Qualité des eaux, Régulation des crues Diversité domestique (races bovines), Services intrants	Contraintes liées à mise en eau Emissions de GES: CH ₄ + N ₂ O lié à dénitrification

Figure 6.6.5. Bouquet de services des élevages en prairie humide selon la « gange » de l'ESCo présentée chapitre 2

6.6.2. Elevage craven, un exemple de système ovin transhumant en zone méditerranéenne

Problématique, introduction des territoires, description des ressources biblio

A l'autre extrémité d'un gradient hydrique, la conservation de milieux semi-arides dépend elle aussi de la conservation d'une activité d'élevage. La plaine de Crau, située dans les Bouches-du-Rhône accueille un écosystème patrimonial, le Coussoul, considéré comme la dernière steppe Européenne. Il s'agit d'une végétation éparse se développant sur un sol oligotrophe peu profond et contraint par un climat méditerranéen chaud, sec et venteux (Buisson and Dutolt, 2006) (Figure 6.6.5). Pendant longtemps, cette zone sèche recouverte de galets siliceux a été considérée comme un milieu inutile et a été transformée. Outre l'occupation d'espaces pour l'industrie et les activités militaires, la plaine de Crau a vu son paysage transformé par les activités agricoles (Buisson and Dutolt, 2006). Les cultures céréalières ou légumières comme la culture du melon, ainsi que le développement des vergers, notamment pour le pêcher, ont réduit l'espace des coussouls qui ne représentent aujourd'hui que de faibles surfaces. La Crau et particulièrement les coussouls sont aujourd'hui reconnus pour leur patrimonialité et font l'objet d'une protection à travers des sites Natura 2000 aux titres des directives oiseaux et Faune Flore depuis les années 1990 et d'une réserve naturelle « RN des Coussouls de la Crau » créée en 2001. La protection des habitats patrimoniaux ne peut se faire que par la préservation d'une activité extensive d'élevage et les éleveurs se trouvent aujourd'hui au cœur des enjeux de conservation en plaine de Crau. Mais ces systèmes transhumant portent également des enjeux environnementaux allant bien au-delà de la seule préservation de l'écosystème de la Crau en jouant un rôle tout aussi fondamental dans la préservation des milieux de garrigues et des prairies d'alpage.



Figure 6.6.5. Le coussoul de la plaine de Crau (© S. Masson)

Contexte

Les pelouses sèches de la plaine de la Crau composent un écosystème unique en France dont les caractéristiques sont intimement liées à l'activité d'élevage. Ce milieu semi-steppique, le *Coussouls* est à la base d'un système d'élevage ovin archétypal des élevages transhumants méditerranéens tels que le décrit Vincent M. sur l'exemple des systèmes transhumants entre Provence et Queyras (Vincent, 2011). Outre les *Coussouls*, ce système mobilise 3 ressources complémentaires : les prés de fauche de la Crau irriguée, les collines méditerranéennes (notamment les Alpilles) et les prairies d'Alpage. Ce système se caractérise par un faible niveau d'intrant, une forte autonomie fourragère et une forte mobilité des troupeaux entre les différents milieux (Figure 6.6.6). Les terres sont louées à la saison, les éleveurs n'étant généralement propriétaires (ou fermiers) que de faibles surfaces de prairies de fauche.

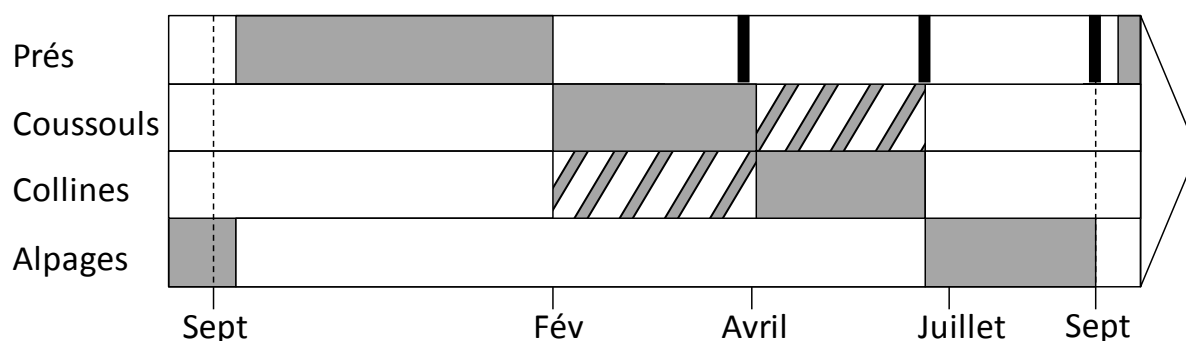


Figure 6.6.6. Représentation schématique du système d'élevage Craven, adapté de (Fabre, 1998). Les périodes en gris correspondent aux périodes de pâturage ; celles hachurées, aux périodes de pâturage optionnel, celles en noire aux périodes de fauche

La plaine de la Crau est certainement l'un des plus vieux territoires d'élevage ovin français avec des traces de bergeries datant de l'époque romaine (Badan *et al.*, 1995). Si les premiers élevages y étaient vraisemblablement sédentaires, ils deviennent transhumants à partir de la fin du Moyen Âge et la stabilisation du régime politique. L'utilisation de pâturages d'altitude en été permet en effet de contourner l'une des principales contraintes du climat méditerranéen que constitue la sécheresse estivale. Au XVI^e siècle, de grands aménagements hydrauliques permettent d'irriguer une partie de la Crau avec l'eau de la Durance. Peu à peu, le *Coussoul* y laisse place à une zone de prairies permanentes, connue aujourd'hui sous le nom de Crau irriguée, spécialisée dans la production de foin de qualité sous l'Appellation d'Origine Protégée « Foin de Crau ». En bordure de cette plaine, le massif des Alpilles, par son histoire, oscille entre activité forestière et agriculture. Dans cette zone d'élevage historique, le pâturage est longtemps considéré comme néfaste car responsable de dégâts à la forêt, de l'érosion et des inondations. Les éleveurs se voient finalement exclus des Alpilles à partir du XIX^e siècle avec

la promulgation du code forestier de 1827 puis la mise en place de la politique de restauration des terrains de montagne en 1860 (Tillier, 2011). La situation perdure jusqu'à la fin des années 1980 où plusieurs incendies de grande envergure (montagne Sainte-Victoire, massif de la Sainte-Baume, Alpilles...) font prendre conscience des risques qu'entraînent l'embroussaillage des massifs provençaux. L'élevage ovin, exclu un siècle et demi auparavant est réintroduit dans les collines. Les éleveurs, d'abord en manque de repères suite à cette longue interruption adoptent rapidement cette nouvelle ressource dans leur système. Dans les Alpes également, la question environnementale est intimement liée au pâturage ovin. Ainsi, dans le massif du Queyras, comme en Provence, l'élevage a longtemps été considéré comme néfaste à l'environnement. Au lendemain de la deuxième guerre mondiale, l'agriculture dans cette région enclavée aux conditions pédoclimatiques particulièrement hostiles peine à se moderniser. L'exode rural vide le territoire, entraînant l'abandon des formes traditionnelles d'agriculture (terrasses, prés de fauche). L'élevage ovin transhumant se développe alors sur ces terres agricoles délaissées pour devenir le principal mode de valorisation des terres en dehors des vallées.

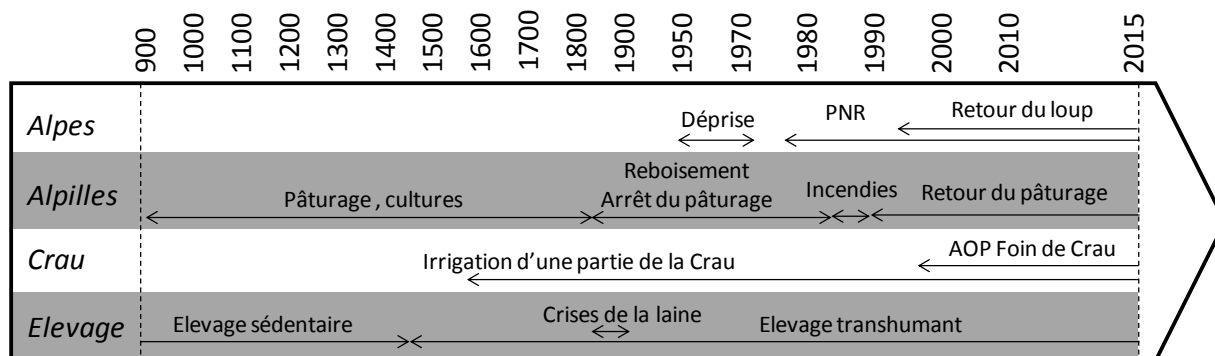


Figure 6.6.7. Frise temporelle de l'histoire du système d'élevage Craven.

Service d'approvisionnement

Historiquement tourné vers la laine, ce système d'élevage est aujourd'hui orienté vers la production conjointe de viande et de foin de Crau. Ce système se base sur la complémentarité entre production ovine et production de foin. Le foin produit, sous l'AOP Foin de Crau est un foin réputé pour sa grande qualité, liée à la grande diversité des espèces végétales qui le composent. Principalement vendu pour l'alimentation en élevage équin, c'est une production à forte valeur ajoutée qui s'exporte non seulement en dehors des Bouches-du-Rhône mais aussi en dehors de la France. Le système d'irrigation par gravité qui caractérise ce territoire permet des rendements élevés (10 à 11 t.ha⁻¹.an⁻¹) répartis en trois coupes. La production ovine, quant à elle, s'appuie sur une race rustique, la Mérinos d'Arles, élevée pure ou en croisement avec des béliers de races à viande (île de France, berrichonne, charollaise) dont l'alimentation dépend de quatre ressources clés : prés, coussouls, colline et alpage. Le cycle annuel se décompose de la manière suivante. La mise bas d'automne se fait au retour d'alpage, sur les prés de fauche pâturés pour l'occasion dans le cadre d'une « quatrième coupe ». Ce pâturage d'hiver (octobre-février) sur cette ressource de très bonne qualité permet d'assurer les besoins des brebis en lactation ; il est également indispensable pour fertiliser les prés et assurer une bonne qualité du foin lors de la première coupe de printemps. Fin février, le troupeau quitte les prés de fauche pour les parcours de coussouls et les collines sur des ressources de moins bonne qualité (Figure 6.6.8). Enfin, les animaux passent l'été à l'alpage, toujours sous la surveillance d'un berger après une transhumance opérée en camion au milieu du mois de juin. Pour parer au contexte de crise de la filière ovine, les éleveurs tentent de valoriser cette production sous signes de qualité (label rouge ou IGP) ou en vente directe mais restent cependant fortement dépendants des aides européennes, notamment des mesures agro-environnementales.

La production de foin de Crau permet l'entretien d'un système d'irrigation par gravité vieux de près de 500 ans qui, au-delà de son rôle agronomique, est également la source principale d'alimentation de la nappe phréatique locale ; nappe dans laquelle sont puisées les ressources en eau de la ville de Salon de Provence (44 000 habitants). Les pratiques agricoles sur les prairies de fauche, basées sur de faibles niveaux d'intrants, ont peu d'externalités négatives sur la nappe, ce qui rend le système dans son ensemble favorable à la fourniture de ressources en eau de bonne qualité.



Figure 6.6.8. Pâturage ovin sur le Coussoul (© S. Masson)

Services environnementaux

Dans les quatre espaces auquel il est associé, l'élevage ovin est au cœur des dynamiques agroécologiques et une de ses fonctions principales réside dans le maintien d'une diversité de services environnementaux.

Le pâturage permet de lutter contre la fermeture des milieux, avec des conséquences paysagères (et donc touristiques) mais aussi un rôle de protection contre certains risques naturels. On notera par exemple l'importance que revêt le pâturage dans la lutte contre les incendies dans les zones de collines en Provence. D'une manière similaire, le pâturage à l'alpage, en maintenant la végétation rase à l'entrée de l'hiver joue un rôle dans la lutte contre les risques d'avalanche.

En plaine de Crau, la patrimonialité des végétations de coussouls réside dans l'originalité de l'association d'espèces plus que dans la rareté des espèces végétales elles-mêmes. Parmi les végétations rencontrées, la « Pelouse méditerranéenne mésotherme de la Crau à *Asphodelus fistulosus* » (6220*) est identifiée d'intérêt communautaire et prioritaire au titre de la directive Natura 2000 Habitats, Faune, Flore.

En entretenant l'ouverture des milieux, le pâturage ovin est indispensable au maintien des habitats de nombreuses espèces patrimoniales, telles que le Ganga Cata, l'Outarde Canepetière ou le Criquet Rhodanien en plaine de Crau, l'Aigle de Bonelli dans les zones de collines ou le Tétrás Lyre dans les Alpes.

Considérer l'élevage comme étant en synergie parfaite avec le reste de la biodiversité découlerait cependant d'une analyse trop simpliste de la situation. Tout d'abord, l'élevage ovin peut avoir un impact négatif sur certaines espèces : à l'alpage par exemple, si le pâturage est indispensable au maintien sur le long terme d'espaces ouverts nécessaires à la nidification du Tétrás Lyre, il est aussi facteur de dérangement pendant la phase de nidification. Une gestion des alpages dans une optique de conservation de cette espèce demande donc un ajustement de l'intensité et des périodes de pâturage pour favoriser ses effets positifs par rapport à ces effets négatifs (Patthey *et al.*, 2012). De plus, la biodiversité sauvage peut en retour avoir des impacts négatifs sur l'activité d'élevage. Un cas emblématique dans ces systèmes est celui du loup. Malgré l'importance de la question dans le débat public, peu de travaux de recherche se sont intéressés de front à la question. Les échanges sur cette question restent particulièrement passionnés du fait du caractère hautement emblématique de cette espèce d'une part et de la situation particulièrement difficile dans laquelle sont plongés les éleveurs confrontés au loup d'autre part. Quelle que soit l'amplitude de l'impact du loup sur les troupeaux (voir le chapitre sur la biodiversité pour plus de détails), il n'en demeure pas moins que l'arrivée du loup a profondément modifié les métiers d'éleveur et de berger et entraîné de nombreuses modifications du système d'élevage dans son ensemble.

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

L'élevage ovin est profondément ancré dans la culture provençale. En particulier, l'identité du territoire de la Crau est indissociable du métier de berger (Pelen, 1985). L'intérêt du grand public pour l'activité d'élevage semble même en expansion comme en témoigne la création récente (au milieu des années 1990) des fêtes de la transhumance de Saint-Rémy de Provence et de Saint-Martin de Crau (Labouesse, 1998), fêtes inventées de toutes pièces mais révélatrices cependant d'un besoin d'identification au territoire via l'élevage de la part des populations urbaines. D'une manière moins folklorique, ce regain d'intérêt se traduit également par une ouverture des profils des candidats au métier de berger (augmentation du nombre de personnes non issues du milieu agricole ainsi que du nombre de femmes dans les centres de formation de bergers) qui traduit l'image positive véhiculée par ce métier en dehors du monde ovin traditionnel.

Synergies et compromis

Bien que composante essentielle de l'identité culturelle méditerranéenne, l'élevage ovin n'y a longtemps été vu qu'au travers de ses impacts négatifs sur l'environnement (sur-pâturage, érosion...). Le point de vue change à partir des années 1970-1980, les politiques publiques intégrant peu à peu l'élevage comme moyen de gestion, notamment dans le cadre de la lutte contre l'embroussaillage : afin de limiter les risques d'incendie en Provence, pour des questions paysagères dans les Alpes. Dans la plaine de la Crau, les éleveurs sont au cœur des enjeux de biodiversité. Cette importance de l'élevage apparaît notamment dans la gouvernance de la réserve naturelle des Coussouls de la Crau. Elle est en effet cogérée, classiquement par un conservatoire d'espaces naturels, le CEN Provence-Alpes-Côte-d'Azur, et de manière plus remarquable, par la Chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône. La mesure de l'importance de l'activité d'élevage a également été prise au niveau des sites Natura 2000, puisqu'un LIFE nature « Crau sèche », initié en 1994, ciblait des aides aux éleveurs et leur a permis d'acquérir 2 800 ha en plaine de Crau.

Dans un contexte économique difficile pour la filière ovine et porté par ce regain d'intérêt des politiques publiques pour l'élevage, le rôle de l'éleveur évolue peu à peu vers celui de gestionnaire d'un agroécosystème aux multiples objectifs : productif toujours, mais aussi environnemental et culturel. L'image associée aux métiers de l'élevage évolue en parallèle comme en témoigne le regain d'intérêt pour le métier de berger. L'éleveur est de plus en plus considéré comme le garant de l'intégrité d'un écosystème assumé comme anthropisé et dont le fonctionnement est intimement lié aux pratiques d'élevage. Les systèmes d'élevage ovins extensifs sont présentés comme l'archétype d'une agriculture multifonctionnelle où la production agricole se fait en synergie avec les dimensions culturelles et environnementales. Mais le retour du loup dans les Alpes au début des années 1990 va profondément bouleverser cette vision. De pilote de l'écosystème, l'éleveur devient, si ce n'est un perturbateur, tout du moins un intrus dans un écosystème « naturel » auquel il doit maintenant s'adapter. Ce double point de vue porté sur l'élevage par la société, basé sur deux conceptions orthogonales du rapport homme-nature est à la base de profondes tensions pour les éleveurs et les bergers. Ce hiatus est encore accentué par le fait que les attentes diffèrent d'un territoire à l'autre. En plaine, le rôle environnemental de l'élevage reste fort, notamment via la prévention des risques d'incendie (même si le retour récent du loup dans plusieurs zones de collines méditerranéennes complique là aussi la donne). A l'alpage en revanche, le berger, obligé d'adapter son système à la présence du loup (parcage nocturne, chiens de protection) lâche peu à peu prise sur ses missions environnementales (abandon du pâturage dans les espaces les plus inaccessibles, surpâturage aux abords des zones de parcage) et voit sa relation avec les touristes se dégrader (multiplication des morsures de randonneurs par les chiens de protection...).

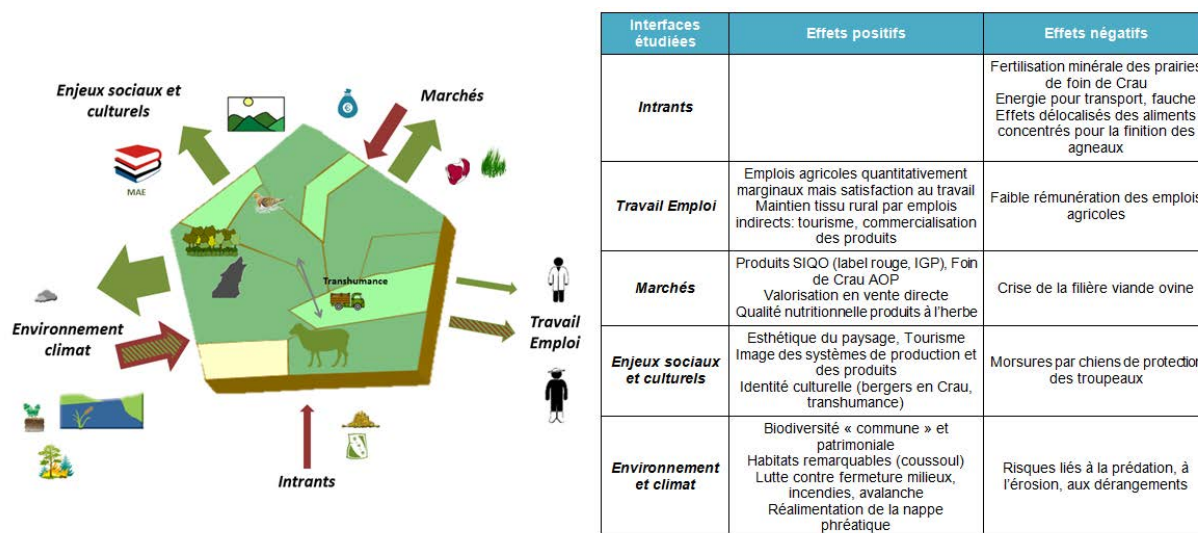


Figure 6.6.9. Schéma du bouquet de service fourni par le système d'élevage Craven

6.6.3. Bilan

Prairies humides et parcours méditerranéens constituent des systèmes multifonctionnels où élevage et milieux semi-naturels sont intimement liés. L'élevage « à l'herbe » de bovins et ovins, utilise les ressources naturelles du milieu et façonne les habitats et le paysage. Ces deux systèmes sont néanmoins fragiles, les surfaces de prairies de marais ont été drastiquement réduites du fait de l'assèchement pour la mise en place de cultures céréalières, ou de l'abandon de parcelles plus contraignantes à exploiter que les prairies de haut pays. Aujourd'hui encore, la menace de tels changements d'usage de terre est forte en Europe et le maintien de l'élevage à l'herbe conditionnant les prairies à forte valeur conservatrice n'est pas assuré. L'élevage ovin transhumant méditerranéen est également menacé, par une conjoncture croisant retour du loup et crise de la filière d'une part et par une pression foncière grandissante sur les espaces de Crau (aménagements, productions fruitières,...) d'autre part.

La gestion des écosystèmes herbacés ouverts dans des milieux à haute valeur patrimoniale est parfois réalisée par les organismes chargés de la gestion des espaces protégés par le biais d'un pâturage géré en régie, les animaux appartiennent alors souvent à des races rustiques. La gestion conservatrice passe parfois par une contractualisation entre le gestionnaire d'un site protégé et un agriculteur, celui-ci loue des surfaces prairiales à faible prix mais s'engage en contrepartie à mettre en place des pratiques extensives. Ces solutions adoptées ponctuellement, ne peuvent constituer une solution durable et généralisable à la gestion de prairies semi-naturelles fournissant un des services écosystémiques majeurs comme la séquestration de carbone, la gestion des crues et la prévention des incendies. Le maintien de formes d'élevage productives dans des systèmes à exploitation contrainte représente ainsi un véritable enjeu, qui ne peut être réalisé que par une politique agro-environnementale adaptée.

Références bibliographiques

- Amiaud, B., 1998. *Dynamique végétale d'un écosystème prairial soumis à différentes modalités de pâturage*. Doctorat. Université de Rennes 1, Rennes. 316 p.
- Badan, O.; Brun, J.-P.; Congès, G., 1995. Les bergeries romaines de la Crau d'Arles: Les origines de la transhumance en Provence. *Gallia*, 52 (1): 263-310. http://www.persee.fr/doc/galia_0016-4119_1995_num_52_1_3152
- Billaud, J.-P., 1984. *Marais poitevin, rencontres de la terre et de l'eau*. Paris: Éditions L'Harmattan, 265 p.
- Bonis, A., 2004. Recherches en prairies naturelles de marais. In Valeur fourragère et écologique des prairies de marais. *Valeur fourragère et écologique des prairies de marais. Compte-rendu de la journée d'échanges entre agriculteurs et scientifiques*. Rochefort: 6 Mai. Forum des Marais Atlantiques, 2-17.
- Bonis, A.B., J.B.; Dausse, A.; Dia, A.; Hénin, O.; Bouhnik-Le Coz, M., 2008. Fertilisation et qualité de l'eau en prairies naturelles humides (marais de l'Ouest). *Fourrages*, 196: 485-489. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1725&statut=0>
- Boujot, C., 2003. *De terre et d'eau. Au rythme de la blanchie dans les marais du Cotentin*. Caen: CRECET, 88 p.
- Bouzillé, J.B., 1992. *Structure et dynamique des paysages, des communautés et des populations végétales des marais de l'Ouest*. Thèse d'Etat (Biologie des organismes et des populations). Université de Rennes 1, Rennes. 282 p.
- Bouzillé, J.B.; Kerneis, E.; Bonis, A.T., B., 2001. Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France. *Journal of Vegetation Science*, 12 (2): 269-278. <http://dx.doi.org/10.2307/3236611>
- Bremond, P.; Grelot, F.; Agenais, A.L., 2013. Economic evaluation of flood damage to agriculture - review and analysis of existing methods. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13 (10): 2493-2512. <http://dx.doi.org/10.5194/nhess-13-2493-2013>
- Buisson, E.; Dutolt, T., 2006. Creation of the natural reserve of La Crau: Implications for the creation and management of protected areas. *Journal of Environmental Management*, 80 (4): 318-326. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.013>
- Bullock, A.; Acreman, M., 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7 (3): 358-389. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/7/358/2003/hess-7-358-2003.pdf>
- Debout, G.; Fillol, N.; Wetton, J.B., 2003. *Les oiseaux nicheurs des prairies humides*. Les Veys: Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin, 48 p.
- Diquelou, S.; Fillol, N.; Juhel, C.; Lemauiel-Lavenant, S., 2016. Biodiversité et valeur agronomique dans les prairies humides des marais du Cotentin et du Bessin. *Erica : Revue des botanistes du Massif armoricain et de ses marges*, 30: 51-58.
- Duncan, P.; Hewison, A.J.M.; Houte, S.; Rosoux, R.; Tournebize, T.; Dubs, F.; Burel, F.; Bretagnolle, V., 1999. Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *Journal of Applied Ecology*, 36 (1): 11-23. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00363.x>
- Durant, D.; Chadefaux, S.; Kernéis, E., 2014. Grasslands of the French Atlantic littoral marshes. In: Huyghe, C.; De Vlieghe, A.; van Gils, B.; Peeters, A., eds. *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Paris: Editions Quae, 160-168.

- Durant, D.; Tichit, M.; Kerneis, E.; Fritz, H., 2008. Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. *Biodiversity and Conservation*, 17 (9): 2275-2295. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9310-3>
- Fabre, P., 1998. La Crau, depuis toujours terre d'élevage. In: Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône, ed. *Patrimoine Naturel et pratiques pastorales en Crau*. Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône, 34-44.
- Fillol, N.; Diquélou, S.; Lemauiel-Lavenant, S., 2015. Valeur fourragère des prairies de marais. Approche comparée des sites du programme WOW. Rapport WP 4.2: WOW Project, 33 p. www.fwagsw.org.uk/index.php/download_file/view/538/
- Gardiner, T., 2009. Conserving Culm grassland. Corby. British Naturalists' Association, 14 p. www.bna-naturalists.org/cmqrss.pdf
- Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>
- Halada, L.; Evans, D.; Romao, C.; Petersen, J.-E., 2011. Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation*, 20 (11): 2365-2378. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-9989-z>
- Henle, K.; Alard, D.; Clitherow, J.; Cobb, P.; Firbank, L.; Kull, T.; McCracken, D.; Moritz, R.; Niemela, J.; Rebane, M.; Wascher, D.; Watt, A.; Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 124 (01-févr): 60-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005>
- Huyghe, C.; De Vlieghe, A.; Van Gils, B.; Peeters, A., 2014. *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Editions Quae, 287 p.
- Labouesse, F., 1998. La construction de nouvelles relations entre monde agricole et société: une approche à partir de fêtes de la transhumance. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*, 02: 14 p. <http://ruralia.revues.org/pdf/33>
- Maltby, E.; Acreman, M.; Blackwell, M.S.A.; Everard, M.; Morris, J., 2013. The challenges and implications of linking wetland science to policy in agricultural landscapes - experience from the UK National Ecosystem Assessment. *Ecological Engineering*, 56: 121-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.086>
- Maltby, E.; Acreman, M.C., 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 56 (8): 1341-1359. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>
- Menichino, N.M.; Fenner, N.; Pullin, A.S.; Jones, P.S.; Guest, J.; Jones, L., 2016. Contrasting response to mowing in two abandoned rich fen plant communities. *Ecological Engineering*, 86: 210-222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.073>
- Moreira, F.; Rego, F.C.; Ferreira, P.G., 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16 (6): 557-567. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1013130528470>
- Opdekamp, W.; Beauchard, O.; Backx, H.; Franken, F.; Cox, T.J.S.; van Diggelen, R.; Meire, P., 2012. Effects of mowing cessation and hydrology on plant trait distribution in natural fen meadows. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 39: 117-127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.011>
- Ostermann, O.P., 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35 (6): 968-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00016.x>

Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2010. *Charte 2010-2022 : décret du 17 février 2010*. Les Veys: Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin,, 158 p. <http://www.parc-cotentin-bessin.fr/files/ged/53-charte-2010-2022.pdf>

Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2014. *SAGE Douve Taute - Plan d'Aménagement et de Gestion Durable de la ressource en eau et des milieux aquatiques* Les Veys: Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 115 p. http://www.gesteau.eaufrance.fr/sites/default/files/140234_pagd_cle15dec2015.pdf

Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 2015. *Projet AgroEnvironnemental et Climatique Marais du Cotentin et du Bessin 2015*. Les Veys: Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, 27 p. <http://www.parc-cotentin-bessin.fr/files/ged/198-paec-cobe-2015.pdf>

Patthey, P.; Signorell, N.; Rotelli, L.; Arlettaz, R., 2012. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (1): 59-70. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-011-0540-z>

Pelen, J.-N., 1985. Le pays d'Arles: sentiments d'appartenance et représentation de l'identité. *Terrain. Revue d'ethnologie de l'Europe*, 5: 37-45. <https://terrain.revues.org/pdf/2882>

Petri, M.; Batello, C.; Villani, R.; Nachtergaele, F., 2010. Carbon status and carbon sequestration potential in the world's grasslands. In: Abberton, M.; Conant, R.; Batello, C., eds. *Grassland carbon sequestration: management, policy and economics*. Rome: FAO, 19-31.

Poschlod, P.; Bakker, J.P.; Kahmen, S., 2005. Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology*, 6 (2): 93-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2004.12.001>

Reine, R.; Barrantes, O.; Chocarro, C.; Juarez, A.; Broca, A.; Maestro, M.; Ferrer, C., 2014. Pyrenean meadows in Natura 2000 network: grass production and plant biodiversity conservation. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12 (1): 61-77. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2014121-4617>

Rossignol, N.; Bonis, A.B., J.B., 2011. Impact of selective grazing on plant production and quality through floristic contrasts and current-year defoliation in a wet grassland. *PLANT ECOLOGY*, 212 (10): 1589-1600. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-011-9932-0>

Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2010. Modelling trade-offs between livestock grazing and wader conservation in a grassland agroecosystem. *Ecological Modelling*, 221 (9): 1292-1300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.02.003>

SQW, 2013. *Impact of flooding on key business sectors in Devon and Somerset 2012-2013. Final report*. London: SQW, 40 p. <http://www.devonomics.info/sites/default/files/documents/Devon%20%20Somerset%20Flood%20Results%20Final%20Report.pdf>

Tillier, S., 2011. *Gérer durablement la forêt méditerranéenne: exemple du parc naturel régional des Alpilles*. Doctorat (Géographie). Université du Maine, Le Mans. 396 p.

Vincent, M., 2011. *Les alpages à l'épreuve des loups*. Paris: Editions Quae, 352 p.

Zambettakis, C.; Provost, M.; Fillol, N., 2007. *Flore et végétation des marais*. Les Veys: Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin, 46 p.

6.7. Systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs

6.7.1. Introduction

Cette section vise à analyser en quoi la production de produits animaux sous signe officiel de qualité permet la fourniture de services spécifiques via la mise en œuvre de principes et de cahiers des charges. Elle cherche à expliciter ces relations, et à montrer en quoi ces cahiers des charges et les services générés par ces productions impactent les performances techniques et environnementales des systèmes, le système de valeurs du consommateur et son consentement à payer. Il s'agit ensuite de mettre en évidence les compromis entre les services fournis. Nous prenons comme support de discussion la production d'ovins viande en Agriculture Biologique (AB) (fig 6.7.1) et la production de poulets Label Rouge (fig 6.7.2). Chacune de ces productions présente bien entendu une certaine diversité. Nous ne pourrions pas, dans le cadre de cette étude, aborder la complexité de l'analyse de cette diversité. Notre objectif sera plutôt, dans un premier temps, d'identifier en quoi leurs principes de mise en œuvre et surtout leur cahier des charges respectif orientent et contribuent à la construction des services (ou dysservices) qu'elles fournissent. Dans un second temps, nous pointerons les conséquences convergentes entre ces deux productions de l'application de leur cahier des charges, sur les performances et les services rendus, et nous mettrons en évidence les compromis que cela implique.



Marc Benoît

Figure 6.7.1 Elevage ovin viande en agriculture biologique (race Limousine), Inra Clermont-Ferrand



Christophe Maître

Figure 6.7.2 Elevage avicole sur parcours, Inra Le Magneraud

6.7.2. Systèmes ovins viande en agriculture biologique

Contexte :

L'AB donne des garanties fortes au consommateur via un cahier des charges clair et uniformisé au niveau européen^{42,43}, avec des conséquences favorables attendues en termes de santé humaine, d'environnement, de bien-être des animaux et d'un point de vue socio-économique (Reganold and Wachter, 2016). Les bases de l'AB sont soutenues par des principes forts (IFOAM, 2015) qui rejoignent ceux de l'agroécologie (Dumont *et al.*, 2013). Le principe fondamental du cahier des charges relatif à la production biologique porte sur l'interdiction d'utiliser des produits chimiques de synthèse ce qui interdit entre autre la synchronisation hormonale de la reproduction, l'achat d'aliments non issus de l'AB, l'utilisation d'engrais chimique et de produits de défense des végétaux de synthèse. Un autre principe majeur est le « lien au sol » qui conduit à utiliser au maximum les ressources de l'exploitation pour alimenter le troupeau (avec un minimum de 60%), et à avoir des surfaces d'épandage d'effluents suffisantes, avec un plafond de 170 unités par hectare (Commission Européenne, 2008). En élevage, l'autonomie alimentaire des exploitations (capacité à nourrir le troupeau à partir des ressources propres de la

⁴² Union Européenne, 2007. Règlement (CE) n° 834/2007 du Conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n° 2092/91. *Journal officiel* n° L 189 du 20/07/2007, p. 0001-0023 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32007R0834>

⁴³ Union Européenne, 2008. Règlement (CE) n° 889/2008 de la Commission du 5 septembre 2008 portant modalités d'application du règlement (CE) no 834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques. *Journal officiel* n° L 250/1 du 18/09/2008 p. 0001 - 0084. 84 p. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32008R0889>

ferme) résulte par ailleurs d'impératifs économiques. En effet, les aliments du commerce en AB sont très coûteux (60 à 70% plus chers que ceux produits en conventionnel). Aussi, cela renforce la nécessité de « lien au sol » pour les productions où la plus-value économique sur le produit est modeste, comme c'est le cas pour la viande ovine biologique (de 5 à 15% selon les années).

Le développement de la production en AB est relativement récent avec une reconnaissance officielle en France en 1980 (fig 6.7.3). La montée en puissance est rapide mais la part des exploitations en AB en France reste faible, à 3.8% en 2012. La production ovine allaitante en AB représentait un taux identique (3.8%) (Agence Bio, 2013). Cette production se prête bien à la vente directe, qui représente 23% de l'ensemble (ITAB and Pôle AB Massif Central, 2015).

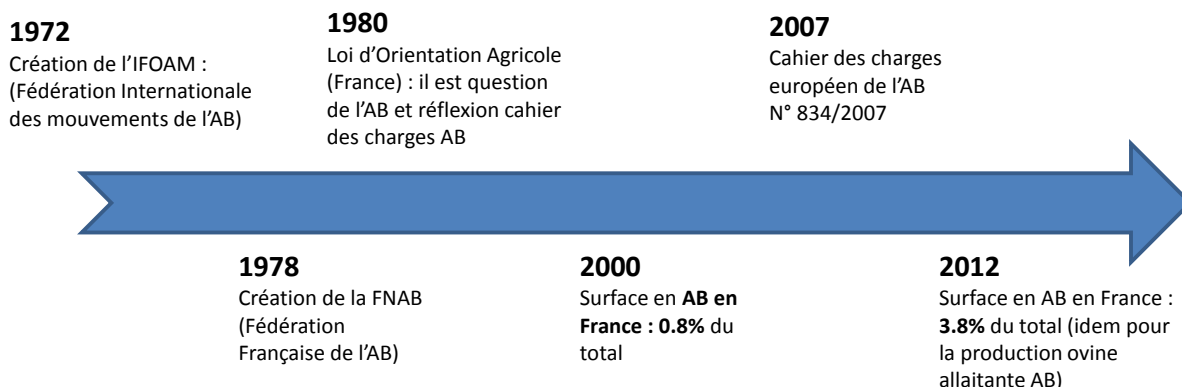


Figure 6.7.3. Développement de l'AB durant les 50 dernières années. Etapes et chiffres clés en France

Les systèmes de production en AB semblent apporter plus de services environnementaux et socio-économiques avec cependant une grande diversité de situations (Gomiero *et al.*, 2008). Une enquête récente a ainsi montré que les éleveurs irlandais Bio adoptaient en moyenne plus de pratiques favorables à la biodiversité que les éleveurs conventionnels, et que leur niveau de connaissance vis-à-vis des questions environnementales était également supérieur (Power *et al.*, 2013).

Services d'approvisionnement :

Éléments génériques de la production ovine allaitante :

La productivité numérique (nombre d'agneaux produits par brebis et par an), en lien direct avec la production de viande par brebis et par an, est un élément majeur de performance économique en production ovine allaitante (Bellet and Morin, 2005; Benoit *et al.*, 1999). Elle atteint des niveaux très élevés (1,6 à plus de 2) lorsque la base génétique s'accompagne d'une bonne maîtrise technique de la reproduction permettant l'expression du potentiel de productivité des femelles (trois agnelages en deux ans). Un objectif élevé de performance nécessite une alimentation à forte densité énergétique en partie constituée d'aliments concentrés qui permettent de parer aux dysfonctionnements physiologiques aux phases critiques (*flushing* au moment de la lutte, toxémie de fin de gestation, etc.). La quantité d'aliments concentrés atteint très fréquemment 150 à 220 kg par brebis (ensemble de la brebis et de ses agneaux) soit environ 1000 à 1400 kg par UGB (Unité Gros Bétail). Une part importante est destinée à l'engraissement des agneaux (de 70 à 80kg par agneau). Les concentrés n'étant pas toujours produits sur la ferme, l'objectif pour les éleveurs est de trouver un optimum entre le niveau de productivité et le coût des concentrés utilisés ; cet optimum peut être revisité s'il y a possibilité de cultiver des céréales ou des mélanges céréales-protéagineux à la ferme et dépend donc en partie du contexte de l'élevage.

L'engraissement à l'herbe, largement minoritaire aujourd'hui en France est quasi exclusivement réalisé en zone de plaine. Il a des incidences nutritionnelles positives sur la qualité de la viande, (acides gras favorables à la santé humaine) (Aurousseau *et al.*, 2004 ; Srednicka-Tober *et al.*, 2016) mais potentiellement négatifs d'un point de vue organoleptique avec des teneurs en scatole augmentées lorsque la consommation de légumineuses est importante (Prache *et al.*, 2009). Les gains de croissances quotidiens des agneaux engraisés à l'herbe (âge à la vente de 150 à 170 jours) sont inférieurs à ceux des agneaux engraisés en bergerie (âge à la vente de 120 à 130 jours), ce qui aura des incidences sur certains impacts environnementaux.

Spécificités de la conduite en AB :

Le coût des concentrés représente une forte incitation à engraisser les agneaux au pâturage, même si des concentrés peuvent être ponctuellement utilisés pour régulariser la croissance des agneaux et assurer la finition. Les mises bas de fin d'automne et début d'hiver, donnant lieu à un engraissement en bergerie avec des concentrés, représente donc un coût de production important. Elles ont en général un intérêt que si elles procurent un argument commercial (contrat global annuel pour une bonne valorisation moyenne des agneaux ; prix des agneaux à cette saison).

La limitation de l'utilisation des concentrés associée à l'interdiction des traitements hormonaux (pour le désaisonnement), ont une incidence négative sur la productivité numérique : les éleveurs ne recherchent pas les niveaux les plus élevés observés en conventionnel (par exemple en système « 3 agnelages en 2 ans ». Cette interdiction des traitements hormonaux, a en outre une incidence sur la régularité d'apport des agneaux sur le marché ; c'est en particulier vrai dans les zones de plaine, où les races herbagères très saisonnées (mises base entre janvier et juin) sont majoritaires. Par ailleurs, cette interdiction ne permet pas aux éleveurs d'utiliser l'insémination artificielle. Cela complique leur intégration dans des schémas de sélection génétique qui impose une connaissance précise des accouplements (« lutte en main », contrôles de paternités).

La non utilisation des engrais de synthèse pose en particulier la question du bouclage du cycle de l'azote à l'échelle de la ferme. Cela donne une place spécifique aux légumineuses dans la surface fourragère, tant au sein de mélanges prairiaux (graminées légumineuses) que dans la rotation des cultures destinées au troupeau ou à la vente via des prairies artificielles. Cela renvoie aussi à des conduites de pâturage spécifiques visant à favoriser leur développement, comme le pâturage cellulaire rapide (Voisin, 2001).

Le cadre du cahier des charges de l'AB vise à accroître l'utilisation des ressources locales, en particulier d'animaux ayant une forte capacité adaptative. Ainsi, les producteurs utilisent fréquemment des races spécifiques de leurs conditions d'élevage et qui, dans les régions non herbagères, ont un bon potentiel de reproduction à contre saison. Il s'agit souvent de races rustiques, parfois de races à faible effectif ce qui permet de les conserver (Bizet, Raïole, Thônes et Marthod, Solognote, etc.). Elles présentent une bonne adaptation à leurs conditions d'élevage (pâturage de zones sèches...ou très humides, aptitude à la marche) et de bonnes qualités maternelles. Elles peuvent en revanche avoir une conformation médiocre, qui pénalise la mise en marché, sauf si les éleveurs pratiquent des croisements avec des races à viande et/ou la vente en circuit court.

Services environnementaux et en terme de santé publique :

En ovins viande en AB, la productivité numérique qui peut être inférieure à celle des systèmes conventionnels, a un impact défavorable direct sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) par kg de carcasse via les émissions de méthane entérique (Benoit *et al.*, 2010). La productivité numérique est un levier majeur pour abaisser les émissions de méthane des brebis par kg de carcasse (effet dilution), sachant que le « poids » du méthane des jeunes est faible (puisque les agneaux sont en général abattus jeunes - <150 jours - et émettent peu de méthane avant le sevrage). La vitesse de croissance des agneaux joue dans un second temps, avec un handicap pour les agneaux vendus âgés (150-200 jours ; réduction de l'utilisation des concentrés et/ou engraissement à l'herbe) qui contribuent alors aux émissions de méthane. Néanmoins, compte tenu de la forte réduction des intrants en AB les émissions brutes de GES par kg de carcasse produit sont proches de celles des élevages conventionnels (-3% en moyenne) (Benoit and Dakpo, 2012). Dans ce cadre, le remplacement de l'achat d'azote chimique par l'implantation de légumineuses joue un rôle fondamental, en limitant la consommation d'énergie indirecte de même que les émissions de N₂O à l'épandage. Si l'on prend en compte la séquestration du carbone, les émissions nettes de GES/kg carcasse seraient inférieures de 7% en AB. Enfin, si on considère le prix de la viande légèrement supérieur en AB, les émissions de GES par € de produit sont encore minorées (-12%, sur la base d'une plus-value de 10% par kg).

Le principe de lien au sol et le coût des aliments concentrés conduisent les éleveurs à maximiser l'utilisation des ressources de la ferme. Pour cela, à surface constante, ils peuvent réduire les effectifs animaux et accroître la surface dédiée aux cultures destinées au troupeau (avec travail du sol et déstockage de carbone correspondant). Cette démarche (recherche d'autonomie alimentaire) tend cependant à « boucler » les cycles minéraux (bilan azoté apparent le plus souvent proche de 0) et conduit les éleveurs à mettre en place des rotations de cultures qui apportent un cortège de biodiversité associée (parasites et leurs prédateurs, avifaune, flore messicole, etc.). Globalement, il apparaît que le niveau de l'indicateur « kg de carcasse produit par ha dédié au troupeau » est inférieur à celui observé en conventionnel, reflet de moindres rendements mais aussi biaisé par une autonomie plus élevée. Aussi, il est nécessaire de faire évoluer cet indicateur vers celui de kg de carcasse produit par ha de

surface mobilisé « dans et hors » l'exploitation, pour prendre en compte les impacts délocalisés des systèmes conventionnels⁴⁴.

La recherche d'autonomie alimentaire peut conduire à la pratique du pâturage des brebis sur des surfaces pastorales très extensive voire à du pâturage. Ce type de conduite, non spécifique de l'AB mais très favorable, contribue au maintien de milieux ouverts (surfaces pastorales), et permet de diminuer les émissions de GES liés d'une part à l'accumulation du fumier en bâtiment (CH₄) et à son épandage (N₂O), d'autre part à la mécanisation associée à la récolte et au transport de fourrages et de paille et à l'épandage du fumier (matériel et fuel ; CO₂ par approche ACV).

Cette production de viande biologique ne produit pas de dysservice de diffusion de pesticides de synthèse dans le milieu (dans la ferme mais aussi dans les fermes produisant le concentré acheté), avec un enjeu environnemental majeur (impact sur la biodiversité) de même qu'en terme de santé publique (Bourguet and Guillemaud, 2016).

Les ovins sont une espèce particulièrement sensible au parasitisme, en particulier les agneaux (Cabaret and Nicourt, 2009). En élevage conventionnel, l'engraissement très majoritaire en bergerie limite ce problème, que l'on retrouve de façon importante en élevage biologique où les agneaux doivent avoir accès au pâturage lorsque les conditions pédoclimatiques le permettent. A contrario, les principes de l'AB visent à anticiper les problèmes de santé, et en particulier les infestations parasitaires des animaux. Les éleveurs utilisent globalement moins de traitements anthelminthiques chimiques, ces molécules étant ainsi moins diffusées dans le milieu où elles ont un effet néfaste sur la biodiversité. La forte utilisation des fourrages et du pâturage, et la diversification des ressources fourragères (avec une place prépondérante des légumineuses) offrent des opportunités pour faire consommer aux animaux des plantes à tanins dont les effets ont été bien documentés vis-à-vis de la maîtrise du parasitisme chez les ovins (Hoste *et al.*, 2015). Par ailleurs, le mode d'utilisation des autres médicaments est inscrit dans le cahier des charges (nombre de traitement limité, déclassement possible des carcasses, traitement par individu), en particulier celui des antibiotiques dont les usages systématiques parfois observés en élevage conventionnel peuvent favoriser des phénomènes de résistance et questionner à long terme la maîtrise de certaines pathologies humaines.

Occupation du territoire et aspects socio-économiques :

Les exploitations en AB emploient en moyenne plus de main d'œuvre que les exploitations de même type en conventionnel (2,4 travailleurs par exploitation vs 1,4 ; (Guyomard H. (dir.), 2013)). Dans une approche territoriale, les exploitations en AB créent plus d'emplois, malgré des volumes mis en marché et des intrants réduits par hectare (Garambois and Devienne, 2010), avec la spécificité de dégager fréquemment une valeur ajoutée supplémentaire *via* la commercialisation en circuit court. Le lien avec le consommateur est inscrit dans les principes de l'AB. Cette proximité permet un dialogue donnant l'opportunité de rappeler les contraintes de saisonnalité de produits comme l'agneau engraisé à l'herbe.

La diversification des systèmes de production (conséquence des principes de base de l'AB) est cohérente avec ce mode de commercialisation car il permet le développement d'une économie de gamme (large éventail de produits proposés à la vente), avec des impacts très favorables en termes de satisfaction du consommateur, de maintien de valeur ajoutée sur le territoire, de production locale (impact du transport réduit), voire de préservation de la biodiversité et des paysages. La dimension des troupeaux est généralement inférieure en AB par rapport aux élevages conventionnels, du fait d'exploitations de dimension inférieure et d'une mixité de production plus forte (Laignel and Benoit, 2004) (fig 6.7.4). Ceci pourrait être un élément favorable des performances et du bien-être animal *via* une moindre exposition vis-à-vis des problèmes sanitaires, en particulier dans le cas de troupeaux mixtes d'herbivores de différentes espèces (d'Alexis *et al.*, 2014). En revanche, la position de certains éleveurs en AB vis-à-vis de directives officielles concernant la gestion sanitaire des troupeaux pourrait avoir une incidence sur la gestion collective des risques. L'épisode de Fièvre Catarrhale Ovine de 2007 en est un exemple, avec le refus de certains éleveurs de vacciner leur troupeau. Ceci n'est pas en lien avec la réglementation sous-jacente à l'AB mais avec le positionnement de certains producteurs. Une généralisation de ce type d'attitude (en lien avec

⁴⁴ Sur la base d'un troupeau conduit avec un chargement de 10 brebis par ha de surface fourragère et d'une consommation de concentrés de 200kg par brebis et par an (y compris agneaux), la surface théorique nécessaire à la production de concentré de ces 10 brebis (rendement retenu de 7 T de céréales/protéagineux par ha) est de 0.29 ha, ce qui aboutit à un chargement par ha utilisé (surface fourragère + production de céréales extérieures) de 7.8 brebis par ha.

le développement de l'AB) pourrait amener à remettre en cause les directives mises en place en cas d'épizootie ; les conséquences pour la collectivité seraient à étudier.

Enfin, un certain nombre de recommandations (obligation de sortie des animaux au pâturage par exemple, dont les agneaux) voire de pratiques visant à optimiser le système (pâturage des brebis de façon plus systématique) doivent contribuer au bien-être des animaux.



Marc Benoit

Figure 6.7.4 : La mixité des productions (ici ovin viande et bovins lait ; Inra Clermont-Ferrand) est souvent mise en œuvre en AB et contribue à optimiser les performances du système de production par les synergies mises en œuvre, en particulier au niveau des prélèvements alimentaires au pâturage.

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis (et optimums) :

La productivité numérique est un élément déterminant de la performance économique avec une synergie vis-à-vis de performances environnementales, telles que les émissions de GES. Cependant, l'intérêt de la productivité numérique vis-à-vis des émissions de GES devient faible voire nul (courbe exponentielle décroissante) pour des niveaux très élevés nécessitant des niveaux d'intrants (dont les concentrés) très importants. Le parallèle peut être fait avec la production laitière (Gerber *et al.*, 2011). A un niveau très élevé, elle peut aussi poser des problèmes de maîtrise sanitaire (Benoit *et al.*, 2009), et une augmentation conséquente du travail (nombre d'agneaux produits, surveillance, et parfois démultiplication du nombre de périodes de mise bas). Un optimum/compromis (au cas par cas, selon le contexte des fermes) existe donc pour ce qui concerne le niveau de productivité numérique, qui doit contribuer à la performance économique, satisfaire la filière (productivité construire avec une part de mise bas en contre saison), assurer une maîtrise des intrants (concentrés) et « diluer » suffisamment le méthane émis par les mères (pour l'indicateur GES/kg de carcasse).

L'efficacité technique et économique de l'acte de production peut aussi être impactée par une augmentation de la taille des troupeaux, nécessitant une simplification des pratiques et/ou une augmentation des intrants. Ceci peut accroître les impacts environnementaux, par exemple la consommation d'énergie par kg de viande produite comme cela a été quantifié en production bovine allaitante (Veysset *et al.*, 2014). Un optimum (variable selon le contexte) existe donc pour ce qui concerne la dimension économique des exploitations. Elle doit être suffisante pour assurer un volume de production donné mais permettre aussi de maîtriser l'acte technique et le niveau d'utilisation des intrants (incidence économique et environnementale), tout en satisfaisant les contraintes de travail. Cette notion d'optimum est encore plus vraie qu'en élevage conventionnel compte tenu de la limitation de l'utilisation de leviers techniques (intrants interdits ou coûteux).

La recherche d'une forte autonomie alimentaire peut passer par une utilisation accrue de prairies temporaires riches en légumineuses ou de cultures de céréales et de protéagineux en mélange (fig 6.7.5). Cela peut conduire, via le travail du sol, à un déstockage de carbone du sol, à une consommation de carburant supérieure, à du travail supplémentaire. Cependant, ici encore, le niveau d'analyse doit être pris en compte, car l'autonomie supérieure limite le déstockage exogène de carbone (surfaces hors exploitation en cas d'achat de concentré).



Marc Benoit

Figures 6.7.5. La recherche d'une forte autonomie alimentaire en AB conduit à renforcer la culture de céréales sur la ferme, y compris en zone de montagne (Triticale, Nord Lozère, 1100m d'altitude) en complément des stocks fourragers, pour l'engraissement des produits en particulier, tout en contribuant à la fourniture de paille pour la litière des troupeaux

Une forte autonomie fournie par les fourrages conduit à faire coïncider les besoins des animaux et les disponibilités en herbe de qualité. Ainsi, on peut observer une concentration des mises bas au printemps et des ventes d'agneaux assez regroupées entre les mois de juin et de novembre. Le contexte pédoclimatique des fermes oriente ainsi souvent l'organisation des systèmes de production avant de chercher à répondre de façon optimale au marché (Benoit and Laignel, 2009 ; Coquil *et al.*, 2009). Par ailleurs, l'engraissement au pâturage des agneaux peut accroître l'autonomie alimentaire de l'exploitation, mais engendre des contraintes fortes pour maîtriser les infestations parasitaires qui affectent les performances techniques (croissance des agneaux, mortalité) et environnementales (GES/kg de carcasse) du système. Le pâturage de surfaces pastorales ou en hiver est favorable à la limitation des coûts et de l'énergie fossile utilisée (moins de stocks et d'épandage d'effluents ; Cf avant) et entre pleinement dans la notion de lieu au sol (fig 6.7.6). Cependant, ces pratiques peuvent se heurter à la présence de grands prédateurs dans des zones de plus en plus nombreuses. Le pâturage de certaines surfaces peut alors disparaître ou être réduit à certaines zones avec un risque de surpâturage et/ou des adaptations coûteuses. En élevage ovin en général, cela crée de fortes contraintes pour les bergers, en termes de travail et de charge mentale. Le coût pour la société est élevé (2.6 M€ d'indemnités pour les éleveurs ovins en 2014, sans compter les aides versées)(Le Monde, 2015). D'autres prédateurs plus courants peuvent pénaliser les élevages dans lesquels les mises bas ont lieu à l'extérieur (renards, corbeaux...).



Marc Benoit

Figure 6.7.6. Le plein air hivernal permet de réduire le volume des stocks de fourrages tout en procurant au troupeau, hors période d'enneigement, un complément significatif de ration alimentaire pour des brebis vides ou en début de gestation, pratique particulièrement intéressante en AB où les achats alimentaires sont très coûteux. Cette pratique améliore le bilan environnemental (Emissions de GES et consommation d'énergie non renouvelable, par ACV) par la réduction des achats d'aliments, la limitation de la mécanisation, des produits pétroliers (récolte, stockage, distribution de fourrages, épandage fumiers) et des émissions de GES liées au stockage et à l'épandage des fumiers (Inra La Fage, race Romane, et Inra Clermont Ferrand, race Limousine en AB). Cette pratique se heurte cependant à la présence des grands prédateurs.

La diversification des activités de la ferme (multi-espèces animales ou végétales) est un élément très favorable à la résilience du système de production vis-à-vis d'aléas climatiques et économiques, et est favorable au développement de filières courtes. Cependant, elle est antagoniste aux filières longues (coût de collecte et fragmentation des livraisons avec de faibles volumes). Elle demande une maîtrise technique multi-production et une technicité accrue pour prendre en compte les interactions techniques et organisationnelles entre ateliers. Par ailleurs, la spécialisation de certains territoires (grandes cultures par exemple) limite l'existence de certains outils

d'aval. Ainsi la vente en circuit court, fréquemment pratiquée et cohérente avec les principes de l'AB, se heurte-t-elle à des contraintes concernant l'abattage et la transformation des animaux (abattoirs distants, normes des installations de découpe).

L'AB privilégie une vision préventive de la santé animale. Le nombre de traitements sanitaire par animal peut baisser significativement en comparaison à l'élevage conventionnel (deux fois moins, en production bovin lait et viande) (Pavie *et al.*, 2012), ce qui bénéficie aux performances économiques et réduit les résidus médicamenteux dans les produits et l'environnement. Il peut cependant y avoir un certain antagonisme avec la nécessité de privilégier l'engraissement des agneaux à l'herbe, alors qu'ils présentent une sensibilité élevée au parasitisme. Cet antagonisme apparent peut être contourné en mettant en place une démarche globale construite sur trois notions : « Eviter », « Résister », « Traiter ». Ces items se déclinent en divers leviers visant à réduire les interactions entre hôtes et pathogènes, utiliser les plantes bioactives et d'autres méthodes alternatives, et définir des indicateurs et des seuils d'intervention en accord avec des niveaux de perte acceptables (Hoste *et al.*, 2009). La réduction du nombre de traitements pose la question du niveau de souffrance que la pathologie ou les niveaux parasitaires font subir à l'animal, sachant qu'un bon état de santé de l'animal fait partie des quatre principes fondamentaux de l'AB, qu'il est directement associé au bien-être de l'animal (Bellon *et al.*, 2009), et que les éleveurs vont traiter les animaux présentant des signes de pathologie. Par ailleurs, les mutilations sont encadrées en AB, mais autorisées sous certaines conditions. La dérogation octroyée pour la castration facilite l'engraissement à l'herbe, phase pendant laquelle intervient la maturité sexuelle des agneaux mâles. Elle simplifie la conduite en permettant le mélange des agneaux mâles et femelles et limite les problèmes de qualité de carcasse redoutés par la filière (Normand *et al.*, 2000).

Globalement, malgré leur diversité sur le terrain, les systèmes de production de viande ovine biologique sont caractérisés par la limitation des intrants qui d'une part jouent sur de moindres impacts environnementaux directs (pesticides, GES lié à l'azote chimique par exemple), d'autre part sur de moindres performances animales. En effet, l'alimentation est alors plus directement liée à l'utilisation de fourrages, en particuliers pâturés. Le « poids » du méthane dans le bilan des émissions de GES annihile alors en partie la réduction des autres gaz ; l'augmentation de la durée d'engraissement et la part des fourrages a des incidences en général positives sur la qualité de la viande. La diversité des systèmes d'élevage se construit essentiellement autour des périodes de reproduction et de commercialisation (et donc des ressources utilisées) mais aussi, de façon importante, sur la place de cet élevage dans les fermes qui peuvent avoir une activité très diversifiée, en terme de cultures mais aussi d'élevage. Le plus fort lien au sol et surtout l'augmentation de la pratique du pâturage conduit à des adaptations techniques (gestion du parasitisme et de la prédation par exemple) et organisationnelle (filiale ; saisonnalité de la production). Les portions du territoire qui disposent de peu de potentiel de cultures de céréales présentent un handicap certain (coûts de production pour finition des produits) voire du point de vue de la commercialisation (saisonnalité de la production qui peut être exacerbée, ou complexification de la conduite du troupeau).

L'ensemble des impacts positifs ou négatifs des systèmes ovins biologiques sont représentés de manière synthétique dans la figure 6.7.7 qui illustre également les aspects réglementaires et les principales opportunités et risques du système.

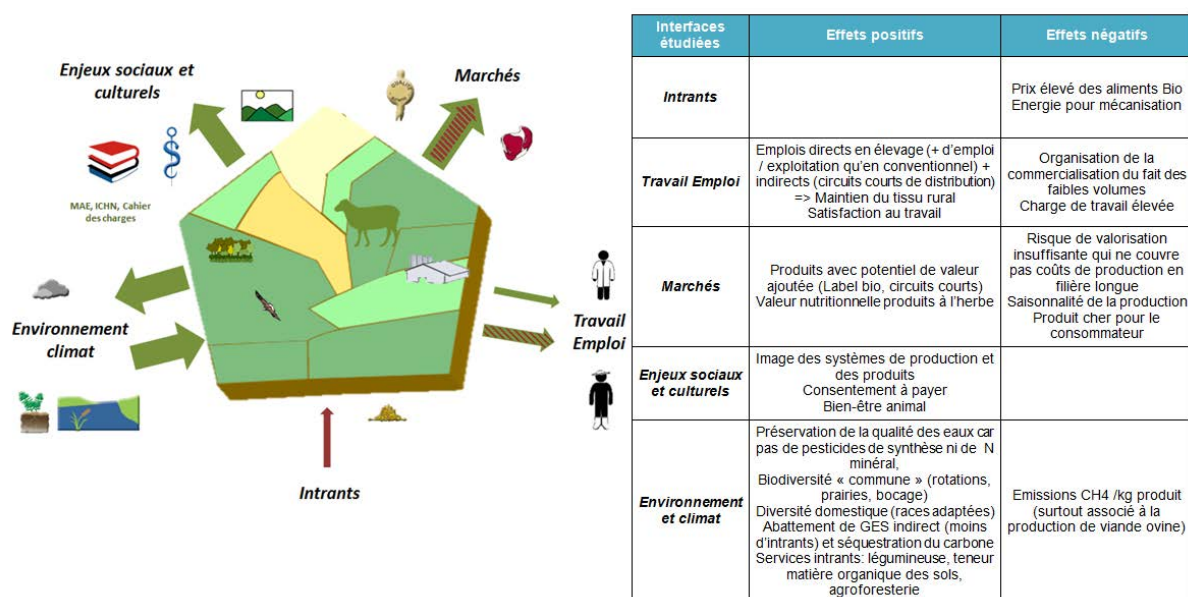


Figure 6.7.7. Schéma du bouquet de services fournis par l'élevage Ovin Bio sous forme de « grange » (cadre conceptuel présenté chapitre 2)

6.7.3. Production de volailles sous signes officiels de qualité en France : l'exemple du poulet Label Rouge

Contexte :

Les productions dites « hors-sol » (porc, volailles) sont largement remises en cause par les citoyens et les consommateurs (Petit and van der Werf, 2003 ; Rainelli, 2001 ; Siegford *et al.*, 2008; Verbeke and Viaene, 2000). Ce rejet a lieu aussi bien pour des considérations environnementales (qualité des eaux, émissions gazeuses...), que pour celles liées au bien-être animal (densité élevée, élevage en claustration voire en cage, pratiques telles que la castration ou l'époinçage...). Ainsi, pour répondre aux attentes des consommateurs-citoyens, des systèmes d'élevage souvent qualifiés d'« alternatifs » (*c.à.d.* avec accès à un parcours extérieur) se sont développés.

En France, les systèmes avicoles alternatifs sont très souvent associés à des signes officiels de qualité (Label Rouge, Agriculture Biologique, Indication Géographique Protégée, voire Appellation d'Origine Contrôlée pour les volailles de Bresse). Le tout premier Label Rouge, le poulet jaune des Landes, a été créé en France en 1965, sous l'impulsion d'éleveurs désireux de mettre en avant des élevages traditionnels garantissant des produits de qualité (Figure 6.7.8). Les filières avicoles sous labels de qualité ont connu un développement spectaculaire jusqu'aux années 2000 (principalement en Label Rouge) si bien qu'aujourd'hui l'Institut national de l'origine et de la qualité (INAO) gère plus de 200 cahiers de charges Label Rouge avicoles (sur un total d'environ 420 cahiers des charges tout produits animaux et végétaux confondus), certains associés à une Indication Géographique Protégée.

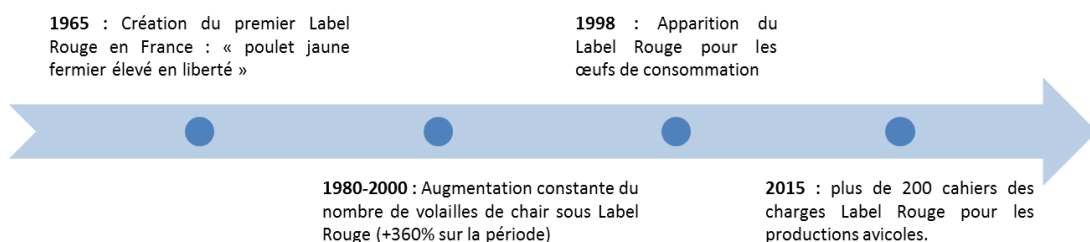


Figure 6.7.8.: Quelques dates clés pour les signes officiels de qualité en aviculture

En volailles de chair, les poulets Label Rouge et Bio représentent 15% et 1% des abattages contrôlés en France selon Magdelaine (Magdelaine, 2015) et le SYNALAF (SYNALAF, 2015). L'écart s'explique par une faible différenciation du consommateur entre Label Rouge et AB, et par la faible disponibilité en matières premières biologiques pour l'alimentation des animaux (Magdelaine *et al.*, 2011). En production d'œufs, l'écart entre Label Rouge et Agriculture Biologique est beaucoup moins marqué : 17% des pondeuses sont en système plein-air (dont 5% sous Label rouge) et 8% en Bio (Magdelaine, 2015 ; SYNALAF, 2015). Les questions spécifiques à l'agriculture biologique (santé animale, lien avec les circuits courts...) ayant été évoquées dans la section précédente, nous nous focaliserons sur les systèmes avicoles Label Rouge, et plus particulièrement ceux élevant des poulets de chair.

Services d'approvisionnement :

Les systèmes Label Rouge se différencient du mode de production dit « standard » par différentes pratiques d'élevage⁴⁵ qui limitent les densités animales (+50 à +120% de surface par animal en bâtiment selon les systèmes) et la taille des lots (quelques milliers d'individus contre plusieurs dizaines de milliers dans les systèmes conventionnels). Pour atteindre le niveau de qualité des produits requis, l'âge d'abattage minimum des volailles de chair est environ deux fois plus élevé pour le poulet de chair (81 jours contre 5 à 7 semaines en élevage « standard ») associé à l'obligation d'utiliser des souches à croissance lente. On assiste donc à une nette désintensification de la production, compensée par l'image traditionnelle de l'élevage de volailles de chair Label Rouge, et la qualité de ses produits (goût, traçabilité...).

Les volailles de chair Label Rouge se différencient en effet des volailles « standards » par une teneur en lipides totaux plus faibles, une plus grande fermeté et une couleur plus intense (Castellini *et al.*, 2008 ; Chartrin *et al.*, 2005 ; Dal Bosco *et al.*, 2012 ; Fanatico *et al.*, 2007 ; Quentin *et al.*, 2003 ; Sauveur, 1997). Ces caractéristiques, principalement liées à l'utilisation de souches à croissance lente (moins grasses) permettent à ces produits de justifier, après dégustation par des jurys et panels de consommateurs, de qualités gustatives supérieures et donc d'obtenir le Label Rouge. L'association entre Label Rouge et qualités gustatives supérieures est très marquée chez les consommateurs (Tavoularis *et al.*, 2007), pour qui le goût est le principal critère de qualité ; 60% d'entre eux se disant prêt à payer plus cher pour acheter ces volailles « meilleures au goût ». Bien qu'il soit toujours difficile d'estimer le consentement à payer du consommateur pour un produit, le surcôt actuel filière (environ +40% sur la période 2003-2015 pour un poulet entier vendu en GMS par rapport à un produit standard ; Observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires, 2015⁴⁶) semble être bien accepté par le consommateur, au vu de la bonne santé de la filière.

Enfin, la majorité des volailles Label Rouge est distribuée et consommée dans le territoire de production (SYNALAF, comm. pers.). Toutefois, quelques labels, produisant des volumes plus importants (volailles des Landes ou de Loué) sont distribués et consommés sur l'ensemble du territoire français, voire exportés dans quelques pays de l'Union Européenne (Belgique, Allemagne, Royaume-Uni ; 5% de la production nationale Label Rouge) (SYNALAF, 2015).

Services environnementaux :

Parmi les autres pratiques d'élevage qui « signent » les productions avicoles Label Rouge, il y a la présence d'un parcours extérieur auquel les animaux peuvent accéder et dont la surface est réglementée selon les cahiers des charges (2 à 4 m²/animal selon les systèmes ; surface « illimitée » pour les productions dites « en liberté »). Le parcours est un élément essentiel des systèmes d'élevage avicoles « alternatifs », notamment pour permettre aux animaux d'exprimer leurs comportements naturels d'exploration. Les caractéristiques du parcours conditionnent fortement le comportement des volailles : des sorties plus fréquentes et davantage d'animaux sont observés sur le parcours, lorsque celui-ci est aménagé avec des arbres, arbustes ou bosquets, et lorsque ces éléments sont distribués sur l'ensemble du parcours (Lubac *et al.*, 2003 ; Zeltner and Hirt, 2003 ; 2008). Des quantités importantes de nutriments (azote, phosphore, cuivre, zinc) peuvent en revanche s'accumuler sur de petites surfaces, notamment à proximité des bâtiments, lorsque les poulets n'exploitent pas l'ensemble du parcours ; ceci accroît les risques de lessivage et d'émissions gazeuses. A l'inverse, sur des parcours aménagés,

⁴⁵ C'est également le cas pour la production biologique.

⁴⁶ Observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires (2015). "Prix à différents stades dans la filière des viandes de volailles : poulets standard et label entiers PAC en GMS" Retrieved 16/06/2015, from <https://observatoire-prixmarges.franceagrimer.fr/resultats/Pages/ResultatsFiliere.aspx?idfiliere=13>

la répartition homogène des déjections favorise le recyclage des éléments excrétés par le sol et la végétation (Boutaous *et al.*, 2015 ; Dekker *et al.*, 2012 ; Kratz *et al.*, 2004 ; Meda *et al.*, 2012). Enfin, même si le stockage de carbone est encore très peu étudié pour les volailles en plein-air, selon Méda *et al.*, le potentiel de séquestration par les parcours semble réel (environ 700 kg C/ha/an) (Meda *et al.*, 2012). De même, dans un système d'agroforesterie où des oies sont conduites dans des prairies sous noyer, leurs déjections augmentent les taux de matière organique (66 vs 58 gMO/kg sans animaux), d'azote (2.8 vs 2.5 g N/kg) et de phosphore (0,77 vs 0,49 g P/kg) du sol (Bijja *et al.*, 2010). Une telle complémentarité permet de réduire le recours à des intrants chimiques (engrais, produits phytosanitaires), en cohérence avec le cahier des charges Label Rouge.

Par ailleurs, l'aménagement des parcours (arbres, haies, bosquets) contribue à l'intégration paysagère des élevages et donc leur acceptabilité sociale, notamment quand ils sont à proximité de zones d'habitation (Chevalier *et al.*, 2015). Les cahiers des charges Label Rouge fixent des normes concernant l'aménagement des parcours avec l'obligation d'implanter des arbres d'essence locale en nombre suffisant, voire un linéaire de haies minimum (par exemple 400 m minimum par bâtiment de 400m² dans le cahier des charges Loué) (Réussir Aviculture, 2012). Ainsi, cette diversité d'essences végétales (pouvant aller jusqu'à une vingtaine sur un même parcours d'après (Lubac *et al.*, 2014)) pourrait également bénéficier aux populations d'invertébrés qui contribuent à la pollinisation ou la décomposition et le recyclage de la matière organique (voir chapitre 4.5 sur les relations entre biodiversité et élevage) et servent parfois de complément protéique aux volailles (van de Weerd *et al.*, 2009). Dans les systèmes d'agroforesterie, le revenu issu de la production de viande ou d'œufs est complété par la production de bois d'œuvre ou de chauffage ou de fruits (Clark and Gage, 1996 ; Lavigne *et al.*, 2012 ; Lubac *et al.*, 2003). Le couvert arboré fournit aux animaux de l'ombre et une protection contre les prédateurs et les intempéries, tandis que les animaux fournissent aux arbres une fertilisation organique et exercent un contrôle biologique sur les populations de ravageurs et d'adventices en les consommant (Clark and Gage, 1996 ; Lavigne *et al.*, 2012). Par exemple, l'association entre oies et noyers améliore la croissance des arbres de 6% et la production de noix de 26% (Dubois *et al.*, 2008). Les risques de contamination microbienne des noix par *E. coli* sont écartés si les oies sont retirées du parcours deux mois avant la récolte. Bien qu'il soit difficile d'évaluer leur contribution à la production nationale, ces systèmes semblent se développer. Ainsi, Lubac *et al.* rapportent dans une enquête, que les essences implantées sur près de la moitié des parcours enquêtés (47%) sont exploités pour une valorisation, principalement en bois de chauffage et bois d'œuvre (Lubac *et al.*, 2014). En outre, les systèmes agroforestiers sont aujourd'hui soutenus par les pouvoirs publics, et peuvent bénéficier d'aides financières.⁴⁷

Enfin, les élevages Label Rouge élèvent très majoritairement des souches commerciales. Toutefois, le nombre total de souches disponibles pour la production de poulets Label Rouge est nettement plus élevé que pour la production standard (une quarantaine contre moins d'une dizaine pour la production « standard » ; SYSAAF⁴⁸, comm. pers.) en raison d'une plus grande diversité des produits issus de ces élevages (poulets à cou nu, couleur du plumage ou de la peau...). Les systèmes en Label Rouge contribuent ainsi à la conservation de la biodiversité domestique même s'il reste difficile d'évaluer et de comparer la diversité génétique (par exemple nombre de lignées utilisées pour réaliser les croisements commerciaux) qui sous-tend les schémas de sélection de poulets à croissance lente et rapide.

Vitalité territoriale et services culturels :

Tous les cahiers des charges Label Rouge imposent au minimum 75% céréales dans l'alimentation (image de la volaille nourrie « au grain »), avec très souvent un approvisionnement local en matières premières (voire des céréales produites et transformées sur la ferme dans le cas du poulet des Landes), renforçant ainsi l'image d'un produit « traditionnel » attaché à son territoire. Ainsi, au début des années 2000, l'alimentation des volailles Label Rouge dans la Sarthe représentait, selon Blondeau (Blondeau, 2001), environ 24 000 ha des cultures céréalières produites dans ce département (soit près de 17% de la surface en céréales du département sur la base des données du recensement agricole de 2000). Ce lien entre produit et territoire est d'ailleurs d'autant plus affirmé que ces productions Label Rouge sont fréquemment associées à une Indication d'Origine Protégée (34 IGP aujourd'hui pour les volailles de chair). De plus, les filières Label Rouge sont fortement ancrées dans leurs territoires et génèrent de nombreux emplois locaux puisque concentrant la majorité des maillons de la filière (accoupage, fabrication d'aliment, élevage, abattage et distribution locale), et ce malgré des tailles différentes de

⁴⁷ <http://agriculture.gouv.fr/lagroforesterie-comment-ca-marche>

⁴⁸ Syndicat des Sélectionneurs Avicoles et Aquacoles Français

filères entre labels et territoires. Ainsi, en région Pays-de-la-Loire, première région productrice de volailles Label Rouge⁴⁹, Protino et al. estiment que la filière poulet Label Rouge génère près de 10000 emplois locaux (dont 2400 éleveurs environ), mais soulignent que la valeur ajoutée, bien que majoritairement produite sur le territoire, n'est pas correctement répartie entre les maillons de la filière (Protino *et al.*, 2015).

En outre, de par leurs qualités gustatives, les volailles Label Rouge sont majoritairement consommées entières (Taconet and Magdelaine, 2009). Ainsi plus de 50% des poulets entiers achetés par les ménages sont Label Rouge, et consommés lors de repas « traditionnels » ou « festifs » qui renvoient aux aspects culturels et traditionnels de la gastronomie française (cf. le « repas gastronomique des Français » inscrit au patrimoine mondial de l'UNESCO en 2010⁵⁰).

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis :

La croissance lente des animaux élevés en Label Rouge implique des différences zootechniques notables vis-à-vis des produits issus de systèmes d'élevage « standard » dans lesquels la croissance des animaux est plus rapide (da Silva *et al.*, 2014; Fanatico *et al.*, 2005; Fanatico *et al.*, 2007 ; Leinonen *et al.*, 2012 ; Lewis *et al.*, 1997). Ainsi, si l'indice de consommation de poulets « standard » se situe entre 1,7 et 2, l'indice de poulets Label Rouge est situé autour de 3. Ceci a des conséquences économiques et environnementales. L'augmentation des quantités d'aliments consommées, combinée à une augmentation des charges résultant d'une durée d'élevage plus longue, se traduisent par un coût de production plus élevé, et par un prix de vente également plus élevé (Observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires, 2015). Sur le plan environnemental, l'augmentation de l'indice de consommation entraîne une augmentation des quantités de nutriments excrétés (azote et phosphore notamment) et des émissions gazeuses comme l'ammoniac (da Silva *et al.*, 2014; Meda *et al.*, 2015). Même en considérant les impacts environnementaux associés à la production des matières premières composant les aliments des poulets standard, les systèmes sur parcours présenteraient des impacts environnementaux 20 à 60% plus élevés (da Silva *et al.*, 2014; Leinonen *et al.*, 2012). En revanche, les conclusions sont inversées avec des impacts exprimés par € de valeur produite, de 15 à 40% plus faible en système Label Rouge (da Silva *et al.*, 2014), puisque les produits Label Rouge sont vendus plus cher, en lien avec leurs qualités gustatives supérieures et leurs coûts de production plus élevés.

Bien que l'alimentation contribue largement à l'impact environnemental des productions avicoles (da Silva *et al.*, 2014; Leinonen *et al.*, 2012), elle est aussi, dans le cadre des volailles Label Rouge, un élément permettant de renforcer l'image positive renvoyée aux consommateurs. En effet, la suppression intégrale du tourteau de soja dans l'alimentation est possible, en raison de besoins protéiques plus faibles des volailles à croissance lente utilisées en production Label Rouge. Ceci réduit fortement certains impacts environnementaux tels que la contribution au changement climatique (-40% environ) sans altérer les performances zootechniques ni la qualité de la viande, et avec un impact modéré sur le coût de production (Méda *et al.*, 2015). Le remplacement du tourteau de soja par des matières premières locales (pois, féverole, tourteau de colza...), plus facile en production Label en raison des besoins protéiques plus faibles des animaux à croissance lente, permet de renforcer l'autonomie protéique des filières Label Rouge tout en proposant une alimentation garantie sans OGM et responsable (c.à.d. non associée à de la déforestation par exemple), autant de sujets qui renforcent l'image positive dont jouissent ces produits. Ainsi, certaines enseignes de distribution proposent depuis quelques années des produits poulets nourris sans OGM (<0.9%) et avec au moins 75% de céréales françaises.

L'élevage sur parcours jouit également d'une image positive auprès des consommateurs et permet aux volailles d'exprimer leurs comportements spécifiques, un élément qui sous-tend la notion de bien-être. Cependant, l'accès au parcours pose aussi la question de la sécurité sanitaire pour les consommateurs ainsi que d'autres problèmes de santé et de bien-être. Outre les risques non négligeables de mortalité liés à la prédation par des rapaces, corvidés et mammifères carnivores (Miao *et al.*, 2005 ; Stahl *et al.*, 2002), les animaux sont susceptibles d'être en contact avec des animaux sauvages (ou leurs déjections) porteurs de maladies (Lubac *et al.*, 2012 ; Sossidou *et al.*, 2011) ou de pathogènes (Sossidou *et al.*, 2011 ; van de Weerd *et al.*, 2009). La question du parasitisme est également fréquente sur parcours (Berg, 2002 ; Miao *et al.*, 2005 ; van de Weerd *et al.*, 2009) puisque sur le parcours, les volailles ingèrent différentes matrices environnementales (sol, végétation, faune) (Jurjan *et al.*, 2015). L'ingestion de végétaux sur le parcours pourrait se révéler un atout pour réduire le recours aux intrants médicamenteux en y implantant des espèces végétales (plantes aromatiques notamment) dont les vertus

⁴⁹ <http://www.paysdelaloire.chambagri.fr/menu/territoires/qualite-des-produits/volailles-et-oeufs.html>

⁵⁰ <http://www.unesco.org/culture/ich/index.php?lg=fr&pg=00011&RL=00437>

médicinales sont connus chez les volailles (Zeng *et al.*, 2015), mais l'opérationnalité de cette hypothèse reste à valider (Germain *et al.*, 2015). Malgré cela, certains produits, proposés par la grande distribution, affichent déjà un recours limité voire nuls aux antibiotiques, se rapprochant ainsi davantage du cahier des charges Agriculture Biologique. Enfin, si les sols et la végétation des parcours contiennent des contaminants chimiques environnementaux (PCB, dioxines...), l'exposition des animaux y ayant accès est supérieure à celle d'animaux élevés en claustration (Jondreville *et al.*, 2014 ; Travel *et al.*, 2012). Les plans de surveillance de la DGAL montrent toutefois que la contamination des produits (viande, œufs) au-delà des limites réglementaires demeure aujourd'hui très faible, et qu'elle est souvent associée à des contextes particuliers (accidents industriels par exemple ; Travel, comm. pers.).

L'ensemble des impacts positifs ou négatifs des systèmes volailles de chair Label Rouge est représentés de manière synthétique dans la figure ci-dessous qui illustre également les aspects réglementaires et les principales opportunités et risques du système.

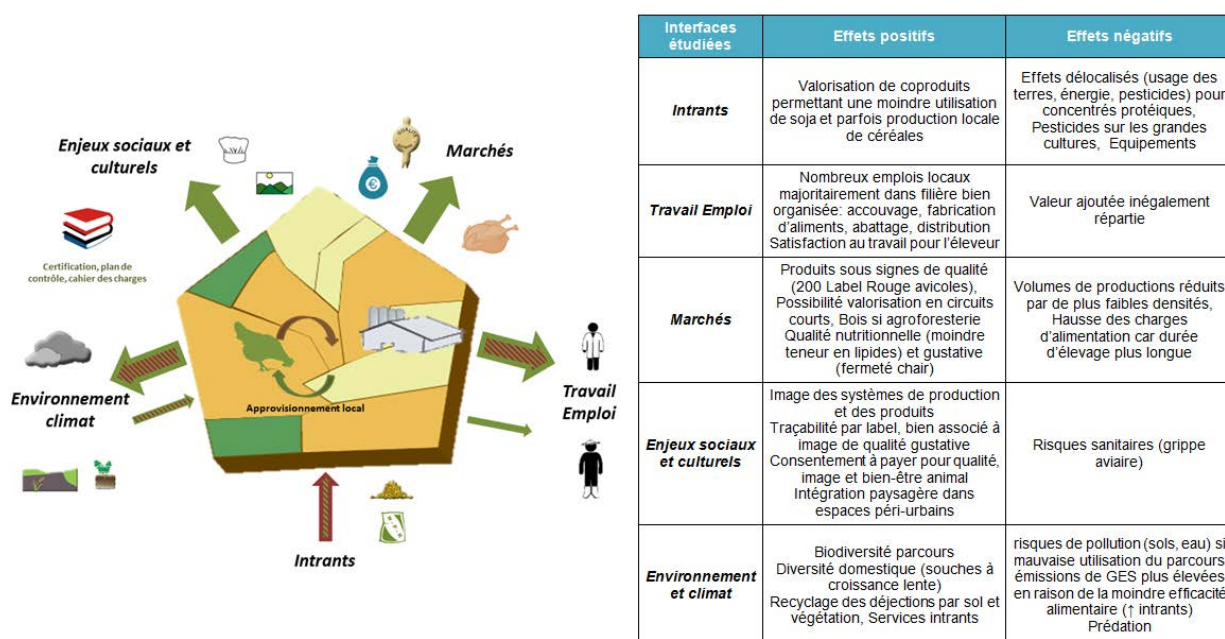


Schéma du bouquet de service fourni par les systèmes poulet Label Rouge présenté sous forme de « grange » de l'ESCo (cadre conceptuel présenté chapitre 2)

6.7.4. Principales conclusions pour l'ESCo

Dans les modes de production sous signe officiel de qualité, la limitation des niveaux de croissance des animaux, en lien avec divers aspects de ces productions (principes, cahier des charges, coûts des intrants, etc.) a des incidences à divers niveaux :

- Les produits possèdent des spécificités organoleptiques et nutritionnelles favorables (sauf exception pour le scatole éventuel en production ovine) et une image favorable pour le consommateur (produit « traditionnel », gastronomie). La moindre efficacité alimentaire se traduit par des indicateurs environnementaux dégradés par unité de produit (émissions de GES ; consommation d'énergie) du fait de la moindre dilution de certaines composantes du bilan, tel le méthane, ou du poids de certains intrants (aliments utilisés par kg de viande produit). Cependant, des compensations (moins de N₂O en l'absence d'engrais azotés de synthèse par exemple), permettent de maintenir le niveau des indicateurs environnementaux au niveau des références, voire de leur donner un avantage, surtout si l'on utilise des unités fonctionnelles spécifiques (€ de produit ou unité de surface). Par ailleurs, le moindre chargement animal par ha et la part importante de surfaces de prairies peut accroître le stockage de carbone dans le sol, rapporté au kg de viande, pour les productions d'herbivores. Par contre, la surface agricole nécessaire par kg de viande produite est supérieure aux

standards, sachant qu'il est nécessaire de prendre en compte l'intégralité des surfaces utilisées, y compris les surfaces externes, utilisées pour la production d'aliment.

- En élevage ovin, la nécessité d'une autonomie alimentaire élevée a des conséquences sur la saisonnalité de la production, basée sur les ressources herbagères disponibles ; le calage de mises bas en fin d'hiver tend à concentrer les ventes d'agneaux sur l'été et l'automne. Ce phénomène peut apparaître dans d'autres productions d'herbivores, en particulier lorsqu'un faible niveau de plus-value sur le produit limite fortement l'utilisation de concentrés pour accompagner un fourrage grossier stocké, fourrage dont la valeur nutritive est inférieure à celle d'un fourrage pâturé, et qui peut être coûteux à produire pour assurer une bonne qualité (enrubannage, séchage en grange etc.).
- La diversification des systèmes visant à exacerber les processus d'autorégulation des systèmes de production pour maximiser l'autonomie génère une complexité de pilotage du système, qui, dans le cadre de l'AB, est exacerbée par l'adaptation des conduites aux contextes.
- La réduction de l'utilisation des produits chimiques de synthèse pour la maîtrise de la santé a des effets positifs sur une moindre dissémination de ces produits dans le milieu et dans les produits ; elle nécessite cependant de mettre en place un système d'observation des animaux, des indicateurs de suivi plus complexes et des interventions moins systématiques et au cas par cas, conduisant à des contraintes de temps et d'organisation. Elles reposent également sur l'utilisation des races ou souches plus robustes.
- Une diversité de races plus importante permet la construction de systèmes de production plus efficaces (forte adaptations aux conditions du milieu), a un impact favorable vis-à-vis du consommateur (lien au terroir ...) et participe à la conservation d'une certaine biodiversité « domestique ». Plus largement les ressources végétales locales sont généralement plus utilisées dans ces systèmes en lien avec les principes de mise en œuvre de ces productions, leur cahier des charges, et le souci d'une maîtrise des coûts de production. Cependant, d'une part les productivités de ces génotypes animaux peuvent être inférieures à celles de génotypes classiquement utilisés, et d'autre part, les produits commercialisés ne répondent pas forcément aux normes habituelles de mise en marché, comme la conformation des carcasses par exemple, en ovins AB.
- L'utilisation des parcours a des effets positifs vis-à-vis du bien-être animal et de la biodiversité, voire sur les émissions de GES (via la séquestration du carbone) et dans la représentation du consommateur, mais aussi des effets potentiellement négatifs sur la santé animale (parasitisme) et sur la productivité (mortalité d'animaux via la prédation) (fig 6.7.9).



Christophe Maître



Marc Renoit

Figure 6.7.9. L'utilisation de parcours est favorable au bien-être des animaux et contribue à leur alimentation, mais cette pratique les expose à des contaminations parasitaires, réduites cependant dans le cadre de chargements animaux de faible intensité (Inra Le Magneraud ; Auvergne, race Rava). Le pâturage peut cependant aussi apporter des éléments de maîtrise du parasitisme (petits ruminants par exemple) via l'ingestion par les animaux de tanins présents dans les plantes ligneuses en particulier.

- La question de l'alimentation des animaux est centrale dans ces productions, avec la nécessité de disposer de céréales et protéagineux pour assurer la croissance des animaux (à l'exception de certains élevages ovins très saisonnés et en plaine). Ces aliments représentent le principal coût de production ; aussi, leur

culture locale et si possible à la ferme est un atout, voire une condition. Aussi, ces deux productions (ovins en AB et poulets label) ont-elles une position singulière vis-à-vis de la construction de systèmes polyculture-élevage. Elles y ont un fort atout à jouer en tant qu'ateliers complémentaires en fermes de grande culture, en permettant d'optimiser les cycles des minéraux (échanges fumiers / paille / aliments). Plus spécifiquement, lorsqu'il s'agit d'herbivores, ceux-ci peuvent encourager à mettre en place et valoriser des rotations complexes incluant des cultures fourragères, en dérobée ou non, bien valorisées par les animaux, en particulier aux saisons intermédiaires voire en hiver. Indirectement, ces rotations longues contribuent à la réduction des intrants (engrais et pesticides). Pour les poulets Label, le lien au sol peut également être envisagé sous l'angle de la complémentarité des productions à l'échelle d'un territoire, avec la production des matières premières végétales sur la ferme ou dans d'autres exploitations (spécialisées en grandes cultures par exemple), mais avec généralement un maillon intermédiaire, le fabricant d'aliment. Transferts d'aliments et de paille, restitution des fumiers sont autant d'éléments centraux dans la construction de ces systèmes, encouragés par les principes et recommandés par les cahiers des charges de ces productions.

- De nombreux points des cahiers des charges ont des impacts favorables sur le bien-être animal et la perception des consommateurs (accès extérieurs, moindre mutilations, surface disponible par animal, etc.). Ils contribuent ainsi à la différenciation de ces systèmes sur divers critères (qualité des produits, lien au territoire, respect du bien-être animal, etc.). Le consentement à payer des consommateurs se construit sur cette différenciation, et il demeure par ailleurs un élément clé de la viabilité économique de ces systèmes.

6.7.5. Références bibliographiques

Agence Bio, 2013. *Chiffres clés. Edition 2013. L'agriculture biologique. Ses acteurs, ses produits, ses territoires*, 240 p.

http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/documents/4_Chiffres/BrochureCC/CC2014_chap4_France.pdf

Aurousseau, B.; Bauchart, D.; Calichon, E.; Micol, D.; Priolo, A., 2004. Effect of grass or concentrate feeding systems and rate of growth on triglyceride and phospholipid and their fatty acids in the M-longissimus thoracis of lambs. *Meat Science*, 66 (3): 531-541. [http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740\(03\)00156-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740(03)00156-6)

Bellet, V.; Morin, E., 2005. *Approche des coûts de production et des déterminants du revenu en élevage ovin viande. Compte-rendu final 11 05 50 020*. Paris: Technipel-Institut de l'Élevage, 73 p.

Bellon, S.; Prache, S.; Benoit, M.; Cabaret, J., 2009. Recherches en élevage biologique : enjeux, acquis et développements. *INRA Productions Animales*, 22 (3): 271-284.

Benoit, M.; Dakpo, H., 2012. Greenhouse gas emissions on french meat sheep farms: analysis over the period 1987-2010. *Emissions of Gas and Dust from Livestock*, Edits. Hassouna M., Guigand N. *Proceedings Emili 2012 congress*: 384-387.

Benoit, M.; Laignel, G., 2009. Performances techniques et économiques en élevage biologique d'ovins viande : observations en réseaux d'élevage et fermes expérimentales. *INRA Productions Animales*, 22 (3): 197-206.

Benoit, M.; Laignel, G.; Lienard, G., 1999. *Facteurs techniques, coherence de fonctionnement et rentabilite en eleveage ovin allaitant. Exemples du Massif Central Nord et du Montmorillonnais. (6èmes Rencontres Recherches Ruminants, Paris, les 1er et 2 décembre 1999)*.

Benoit, M.; Laignel, G.; Roulenc, M., 2010. Emissions de gaz à effet de serre et consommations d'énergie en élevage ovin viande 17. *Rencontres Recherches Ruminants*, 351-354.

Benoit, M.; Tournadre, H.; Dulph, J.P.; Laignel, G.; Prache, S.; Cabaret, J., 2009. Is intensification of reproduction rhythm sustainable in an organic sheep production system? A 4-year interdisciplinary study. *Animal*, 3 (5): 753-763. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109004133>

Berg, C., 2002. Health and Welfare in Organic Poultry Production. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 43: 37-45. <http://dx.doi.org/10.1186/1751-0147-43-S1-S37>

Bijja, M.; Dubois, J.-P.; Lavigne, F.; Auvergne, A.; Arroyo, J.; Fernandez, X., 2010. Qualité des parcours de palmipèdes : comparaison de la conduite en parcours tournants et en parcours fixe. *9èmes Journées de la Recherche Palmipèdes à Foie Gras*. Bordeaux, France, 197-201.

Blondeau, P., 2001. Les enjeux d'une agriculture de qualité exemple des volailles label rouge dans les pays de la Loire. *Espaces et SOciétés (ESO), Centre national de la recherche scientifique (CNRS)*, (15): 7-17.

Bourguet, D.; Guillemaud, T., 2016. The Hidden and External Costs of Pesticide Use. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews*. Cham: Springer International Publishing, 35-120. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-26777-7_2

Boutaous, M.; Walter, C.; Buttin, P.; Germain, K., 2015. Evolution du cuivre et du zinc dans les sols de deux parcours de poulets biologique. *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 1036-1041.

Cabaret, J.; Nicourt, C., 2009. Les problèmes sanitaires en élevage biologique : réalités, conceptions et pratiques. *INRA Productions Animales*, 22 (3): 235-243.

Castellini, C.; Berri, C.; Le Bihan-Duval, E.; Martino, G., 2008. Qualitative attributes and consumer perception of organic and free-range poultry meat. *Worlds Poultry Science Journal*, 64 (4): 500-512. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933908000172>

Chartrin, P.; Berri, C.; Lebihan-Duval, E.; Quentin, M.; Baeza, E., 2005. Lipid and fatty acid composition of fresh and cured-cooked breast meat of standard, certified and label chickens. *Archiv Fur Geflugelkunde*, 69 (5): 219-225. http://www.european-poultry-science.com/artikel.dll/m04-23mk_NDIxNjcwNg.PDF

Chevalier, D.; Nicolas, C.; Amand, G., 2015. Le bâtiment d'élevage, un outil stratégique pour la filière avicole. *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 840-854.

Clark, M.S.; Gage, S.H., 1996. Effects of free-range chickens and geese on insect pests and weeds in an agroecosystem. *American Journal of Alternative Agriculture*, 11 (01): 39-47. <http://dx.doi.org/10.1017/S0889189300006718>

Coquil, X.; Blouet, A.; Fiorelli, J.L.; Bazard, C.; Trommenschlager, J.M., 2009. Conception de systèmes laitiers en agriculture biologique : une entrée agronomique. *INRA Productions Animales*, 22 (3): 221-234.

d'Alexis, S.; Sauvant, D.; Boval, M., 2014. Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: a quantitative review. *Journal of Agricultural Science*, 152 (4): 655-666. <http://dx.doi.org/10.1017/s0021859613000622>

da Silva, V.P.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133: 222-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>

Dal Bosco, A.; Mugnai, C.; Ruggeri, S.; Mattioli, S.; Castellini, C., 2012. Fatty acid composition of meat and estimated indices of lipid metabolism in different poultry genotypes reared under organic system. *Poultry Science*, 91 (8): 2039-2045. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2012-02228>

Dekker, S.E.M.; Aarnink, A.J.A.; De Boer, I.J.M.; Koerkamp, P., 2012. Total loss and distribution of nitrogen and phosphorus in the outdoor run of organic laying hens. *British Poultry Science*, 53 (6): 731-740. <http://dx.doi.org/10.1080/00071668.2012.749342>

Dubois, J.-P.; Bijja, M.; Auvergne, A.; Lavigne, F.; Fernandez, X.; Babilé, R., 2008. Agroforesterie : comportement des oies sous un couvert de noyers et effets sur les performances du verger. *8èmes Journées de la Recherche sur les Palmipèdes à foie gras*. Arcachon, France, 111-115.

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002418>

Fanatico, A.C.; Pillai, P.B.; Cavitt, L.C.; Owens, C.M.; Emmert, J.L., 2005. Evaluation of slower-growing broiler genotypes grown with and without outdoor access: Growth performance and carcass yield. *Poultry Science*, 84 (8): 1321-1327. <http://dx.doi.org/10.1093/ps/84.8.1321>

Fanatico, A.C.; Pillai, P.B.; Emmert, J.L.; Owens, C.M., 2007. Meat quality of slow- and fast-growing chicken genotypes fed low nutrient or standard diets and raised indoors or with outdoor access. *Poultry Science*, 86 (10): 2245-2255. <http://dx.doi.org/10.1093/ps/86.10.2245>

Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des systèmes bovins laitiers herbagers 17. *Rencontres Recherche Ruminants* 25-32.

- Gerber, P.J.; Vellinga, T.; Opio, C.; Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>
- Germain, K.; Guesdon, V.; Cayez, C.; Lamothe, E.; Cabaret, J., 2015. L'implantation de plantes médicinales sur les parcours de volailles biologiques : quels intérêts, quelles conséquences ? *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 26-26 mars 2015, 220-224.
- Gomiero, T.; Paoletti, M.G.; Pimentel, D., 2008. Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 27 (4): 239-254. <http://dx.doi.org/10.1080/07352680802225456>
- Guyomard H. (dir.), 2013. *Vers des agricultures à hautes performances – Comment rendre l'agriculture biologique française plus productive et plus compétitive ? Analyse des performances de l'agriculture biologique*. Paris: Inra, 368 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Rapport-Agricultures-hautes-performances#>
- Hoste, H.; Cabaret, J.; Grosmond, G.; Guitard, J.P., 2009. Alternatives aux traitements anthelminthiques en élevage biologique des ruminants. *INRA Productions Animales*, 22 (3): 245-254.
- Hoste, H.; Torres-Acosta, J.F.J.; Sandoval-Castro, C.A.; Mueller-Harvey, I.; Sotirakie, S.; Louvandini, H.; Thamsborg, S.M.; Terrill, T.H., 2015. Tannin containing legumes as a model for nutraceuticals against digestive parasites in livestock. *Veterinary Parasitology*, 212 (1-2): 5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.06.026>
- IFOAM, 2015. *Principles of organic agriculture*, 4p. http://www.ifoam.bio/sites/default/files/poa_english_web.pdf
- ITAB; Pôle AB Massif Central, 2015. *Observatoire des viandes bio. Données 2014. Ovins Bio. Commission Bio Interbev. Biothema - Sommet de l'Elevage Courmon (Oct 2015)*, 22 p.
- Jondreville, C.; Lavigne, A.; Jurjanz, S.; Dalibard, C.; Liabeuf, J.M.; Clostre, F.; Lesueur-Jannoyer, M., 2014. Contamination of free-range ducks by chlordecone in Martinique (French West Indies): A field. *Science of the Total Environment*, 493: 336-341. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.083>
- Jurjanz, S.; Germain, K.; Juin, H.; Jondreville, C., 2015. Plant and soil intake by organic broilers reared in tree- or grass-covered plots as determined by means of n-alkanes and of acid-insoluble ash. *Animal*, 9 (5): 888-898. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114002870>
- Kratz, S.; Rogasik, J.; Schnug, E., 2004. Changes in soil nitrogen and phosphorus under different broiler production systems. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1662-1674. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1662>
- Laignel, G.; Benoit, M., 2004. Production de viande ovine en agriculture biologique comparée à l'élevage conventionnel : résultats technico-économiques d'exploitations de plaine et de montagne du nord du Massif central. *INRA Productions Animales*, 17 (2): 133-143. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3650/37657/version/1/file/Prod_Anim_2004_17_2_05.pdf
- Lavigne, A.; Dumbardon-Martial, E.; Lavigne, C., 2012. Les volailles pour un contrôle biologique des adventices dans les vergers. *Fruits*, 67 (5): 341-351. <http://dx.doi.org/10.1051/fruits/2012029>
- Le Monde, 2015. L'Etat facilite l'abattage des loups. *Le Monde*, 2 juillet 2015. http://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2015/07/02/l-etat-facilite-l-abattage-des-loups_4666853_1652692.html
- Leinonen, I.; Williams, A.G.; Wiseman, J.; Guy, J.; Kyriazakis, I., 2012. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Science*, 91 (1): 8-25. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2011-01634>
- Lewis, P.D.; Perry, G.C.; Farmer, L.J.; Patterson, R.L.S., 1997. Responses of two genotypes of chicken to the diets and stocking densities typical of UK and 'Label Rouge' production systems .1. Performance, behaviour and carcass composition. *Meat Science*, 45 (4): 501-516. [http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740\(96\)00084-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0309-1740(96)00084-8)

Lubac, S.; Musseau, R.; Caparros, O.; Artois, M.; Bicout, D.J., 2012. Interactions entre l'avifaune sauvage et les élevages de volailles : quel risque épidémiologique vis à vis de l'Influenza aviaire ? *Innovations Agronomiques*, 25 (299-312).

Lubac, S.; Roinsard, A.; Dartois, S.; Pourteau, M.; Beral, C.; Germain, K.; Bourgade, E.; Guillet, P., 2014. Aménagements des parcours de poulets Label Rouge et Biologiques. *TeMA: techniques et marchés avicoles*, 30: 24-31.

Lubac, S.; Senecaille, M.; Spérandio, D.; Desquennes, A.; Arnould, C.; Faure, J.M.; Mirabito, L., 2003. Influence de la présence de taillis de saule à très courte rotation sur la fréquentation des parcours par les poulets Label. *5èmes Journées de la Recherche Avicole* Tours, France: 26-27 mars 2003, 77-80.

Magdelaine, P., 2015. Panorama des productions de volailles alternatives dans l'UE. *Assemblée Générale du SYNALAF*. Saint-Malo: 25 juin 2015.

Magdelaine, P.; Guyot, M.; Pottiez, E.; Riffard, C.; Bouvarel, I., 2011. Les filières avicoles biologiques françaises. Situation, perspectives et enjeux. *9èmes Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 29-33.

Méda, B.; Dusart, L.; Lessire, M.; Hallouis, J.-M.; Bordeau, T.; Souchet, C.; Mercierand, F.; Hatte, C.; Bouvarel, I.; Berri, C., 2015. Remplacement du tourteau de soja par des matières premières riches en protéines : Evaluation multicritère chez le poulet de chair de type Label Rouge. *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 1082-1087.

Meda, B.; Flechard, C.R.; Germain, K.; Robin, P.; Walter, C.; Hassouna, M., 2012. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers. *Biogeosciences*, 9 (4): 1493-1508. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-1493-2012>

Meda, B.; Hassouna, M.; Lecomte, M.; Germain, K.; Dourmad, J.Y.; Robin, P., 2015. Influence of season and outdoor run characteristics on excretion behaviour of organic broilers and gaseous emissions. *Biosystems Engineering*, 139: 35-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.08.001>

Miao, Z.H.; Glatz, P.C.; Ru, Y.J., 2005. Free-range poultry production - A review. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 18 (1): 113-132. http://www.ajas.info/upload/pdf/18_21.pdf

Normand, J.; Pottier, E.; Sagot, L.; Brouard, S., 2000. Quelques éléments techniques pour produire de l'agneau de report. *Rencontres Recherche Ruminants* 268.

Observatoire de la formation des prix et des marges des produits alimentaires, 2015. Coûts de production du vif avec charges calculées : poulet standard et poulet label. <https://observatoire-prixmarges.franceagrimer.fr/resultats/Pages/ResultatsFiliere.aspx?idfiliere=13> [consulté: 04/11/2015]

Pavie, J.; Chambaut, H.; Mousset, E.; Leroyer, J.; Simonin, V., 2012. Evaluations et comparaisons des performances environnementales, économiques et sociales des systèmes bovins biologiques et conventionnels dans le cadre du projet CedABio. *Rencontres Recherche Ruminants* p37-40.

Petit, J.; van der Werf, H.M.G., 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *Journal of Environmental Management*, 68 (4): 377-386. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797\(03\)00105-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797(03)00105-1)

Power, E.F.; Kelly, D.L.; Stout, J.C., 2013. Impacts of organic and conventional dairy farmer attitude, behaviour and knowledge on farm biodiversity in Ireland. *Journal for Nature Conservation*, 21 (5): 272-278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.02.002>

Prache, S.; Ballet, J.; Jailler, R.; Météau, B.; Picard, B.; Renerre, D.; Bauchart, D., 2009. Comparaison des qualités de la viande et de la carcasse d'agneaux produits en élevage biologique ou conventionnel. *Innovations Agronomiques*, 4: 289-296.

Protino, J.; Magdelaine, P.; Berri, C.; Méda, B.; Ponchant, P.; Dusart, L.; Chevalier, D.; Dezat, E.; Lescoat, P.; Bouvarel, I., 2015. OVALI : Une méthode d'évaluation de la durabilité des filières avicoles 1-Utilisation pour évaluer l'existant et identifier des marges de progrès. *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 1047-1053.

Quentin, M.; Bouvarel, I.; Berri, C.; Le Bihan-Duval, E.; Baeza, E.; Jégo, Y.; Picard, M., 2003. Growth, carcass composition and meat quality response to dietary concentrations in fast-, medium- and slow-growing commercial broilers. *Animal Research*, 52 (1): 65-77. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2003005>

Rainelli, P., 2001. L'image de la viande de porc en France : attitudes des consommateurs. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 42: 47-60.

Reganold, J.P.; Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, 2 (2): 15221. <http://dx.doi.org/10.1038/nplants.2015.221>

Réussir Aviculture, 2012. L'aménagement du parcours importe autant que le bâtiment. *Réussir Aviculture*, 177: 14-15.

Sauveur, B., 1997. Les critères et facteurs de la qualité des poulets Label Rouge *INRA Productions Animales*, 10 (3): 219-226. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4807/45532/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_3_03.pdf

Siegford, J.M.; Powers, W.; Grimes-Casey, H.G., 2008. Environmental aspects of ethical animal production. *Poultry Science*, 87 (2): 380-386. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2007-00351>

Sossidou, E.N.; Dal Bosco, A.; Elson, H.A.; Fontes, C., 2011. Pasture-based systems for poultry production: implications and perspectives. *Worlds Poultry Science Journal*, 67 (1): 47-58. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933911000043>

Srednicka-Tober, D.; Baranski, M.; Seal, C.; Sanderson, R.; Benbrook, C.; Steinshamn, H.; Gromadzka-Ostrowska, J.; Rembialkowska, E.; Skwarlo-Sonta, K.; Eyre, M.; Cozzi, G.; Larsen, M.K.; Jordon, T.; Niggli, U.; Sakowski, T.; Calder, P.C.; Burdge, G.C.; Sotiraki, S.; Stefanakis, A.; Yolcu, H.; Stergiadis, S.; Chatzidimitriou, E.; Butler, G.; Stewart, G.; Leifert, C., 2016. Composition differences between organic and conventional meat: a systematic literature review and meta-analysis. *British Journal of Nutrition*, 115 (6): 994-1011. <http://dx.doi.org/10.1017/s0007114515005073>

Stahl, P.; Ruetten, S.; Gros, L., 2002. Predation on free-ranging poultry by mammalian and avian predators: field loss estimates in a French rural area. *Mammal Review*, 32 (3): 227-234. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2002.00110.x>

SYNALAF, 2015. *L'aviculture Label Rouge et biologique - Bilan économique Année 2014*, 25.

Taconet, A.-E.; Magdelaine, P., 2009. Segmentation du marché de la volailles par les modes de valorisation : Etat des lieux et perspectives. *Huitièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Saint-Malo, France: 25-26 mars 2009, 178-182.

Tavoularis, G.; Recours, F.; Hébel, P., 2007. *Perception de la qualité et des signes officiels de qualité dans le secteur alimentaire*. Paris: CREDOC, Cahier de Recherche, 114.

Travel, A.; Fournier, A.; Marchand, P.; Venisseau, A.; Le Bouquin, S.; Allain, V.; Thébault, A.; Mahé, A.; Grammont, V.; Badreddine, R.; Jurjanz, S.; Feidt, C.; Jondreville, C., 2012. Transfert de polluants organiques persistants vers l'œuf de consommation : état des lieux, modalités et facteurs de risques. *Innovations Agronomiques*, 25 (313-330).

van de Weerd, H.A.; Keatinge, R.; Roderick, S., 2009. A review of key health-related welfare issues in organic poultry production. *Worlds Poultry Science Journal*, 65 (4): 649-684. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933909000464>

Verbeke, W.; Viaene, J., 2000. Ethical challenges for livestock production: Meeting consumer concerns about meat safety and animal welfare. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 12 (2): 141-151. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1009538613588>

Veysset, P.; Benoit, M.; Laignel, G.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Lherm, M., 2014. Analyse et déterminants de l'évolution des performances d'élevages bovins et ovins allaitants en zones défavorisées de 1990 à 2012. *INRA Productions Animales*, 27 (1): 49-63. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/6711/91405/version/2/file/Prod_Anim_2014_27_1_05.pdf

Voisin, A., 2001. *Productivité de l'herbe*. Paris: Edition France Agricole, 432 p.

Zeltner, E.; Hirt, H., 2003. Effect of artificial structuring on the use of laying hen runs in a free-range system. *British Poultry Science*, 44 (4): 533-537. <http://dx.doi.org/10.1080/00071660310001616264>

Zeltner, E.; Hirt, H., 2008. Factors involved in the improvement of the use of hen runs. *Applied Animal Behaviour Science*, 114 (3-4): 395-408. <http://dx.doi.org/10.1016/j.applanim.2008.04.007>

Zeng, Z.K.; Zhang, S.; Wang, H.L.; Piao, X.S., 2015. Essential oil and aromatic plants as feed additives in non-ruminant nutrition: a review. *Journal of Animal Science and Biotechnology*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/s40104-015-0004-5>

6.8. Zones urbaines et périurbaines, lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société

6.8.1. Introduction générale

Dans cette partie nous avons choisi d'étudier l'élevage dans les espaces fortement marqués par la ville. Les espaces urbains et périurbains européens ont jusqu'ici été peu étudiés comme lieu de l'élevage. Pourtant des productions y existent prenant différentes formes, élevages professionnels ou élevages amateurs pour les loisirs ou l'autoconsommation. Ces élevages pratiqués de manière intensive ou plus extensive ont différentes fonctions : alimentaire, environnementale, paysagère, sociale, de loisirs, etc. Nous avons choisi toutefois de distinguer l'espace urbain et l'espace périurbain. L'espace urbain se définit comme un espace entièrement urbanisé où a priori il n'existe plus ou de façon résiduelle de terres agricoles. Il comprend ce que l'on appelle en termes de morphologie urbaine l'espace de la ville proprement dite et des communes de banlieue. L'espace périurbain, quant à lui, se définit comme l'espace d'extension de la ville où cohabitent des espaces urbanisés sous forme pavillonnaire ou de bâtiments industriels et commerciaux, où se concentrent aussi les infrastructures liées au fonctionnement de la ville dont les voies de communication. Le « périurbain » est apparu dans les années 1960-1970 et était alors considéré comme une forme transitoire entre ville et campagne. Il n'a cessé de se développer en Europe. Aujourd'hui on ne l'analyse plus seulement comme un processus, mais on tend à le considérer comme un espace en soi, des acteurs revendiquant le statut de mi-ville, mi-campagne et cherchant à le maintenir comme tel. Des chercheurs comme Martin Vanier parlent désormais de Tiers-espace. Dans les espaces périurbains l'agriculture demeure très présente⁵¹.

Si dans une première analyse on pourrait penser à une quasi-inexistence de l'élevage dans les villes européennes, et à un recul dans les espaces périurbains, les nouveaux contextes urbains (étalement urbain, etc.), comme les nouvelles attentes sociétales autour de la qualité de vie (demande de nature) et de l'alimentation (perception positive des circuits courts) reposent la question des élevages urbains et périurbains. Par ailleurs, la situation de crise économique que connaissent nombre de pays européens contribue à un regain d'intérêt pour l'élevage urbain et périurbain (Jouve and Padilla, 2007).

Les sources mobilisées :

Les données et travaux de recherche sont peu nombreux et souvent lacunaires pour ce qui est de l'élevage en zones urbaines car la question de l'agriculture urbaine n'a émergé qu'à partir des années 2000 (Torre *et al.*, 2015a). De plus, ces travaux, tout comme ceux qui traitent des liens entre agriculture et ville évoquent rarement l'élevage. Ainsi, Sarah Taylor-Lovell qui fait une revue de littérature concernant la multifonctionnalité de l'agriculture urbaine aux Etats-Unis, en considérant les enjeux de la planification urbaine, n'évoque-t-elle l'élevage que de manière anecdotique, l'essentiel de son propos portant sur les productions maraîchères (Taylor Lovell, 2010). Cependant, des articles très récents en Amérique du Nord traitent des élevages de fond de cour en ville, notamment du point de vue de la législation et de son évolution. Ceci peut être perçu comme un signe du retour de l'élevage intra-urbain de petits animaux (surtout les volailles et chèvres, et à un niveau moindre les lapins) notamment à des fins alimentaires et de gestion des déchets (Blecha and Leitner, 2014; Huang and Drescher, 2015). Les données techniques, économiques et environnementales sur l'élevage urbain sont plus nombreuses dans les pays d'Asie ou d'Afrique où un nombre important d'animaux vit à l'intérieur des villes (Diogo *et al.*, 2010).

L'élevage en zone périurbaine a quant à lui d'abord été évoqué à travers les questions de multifonctionnalité de l'agriculture et notamment autour de la gestion d'espaces ouverts à des fins de « nature », de gestion des espaces à fortes valeurs en termes de biodiversité et de paysage, de loisir, et plus récemment autour des questions d'approvisionnement alimentaire de proximité des villes. Ainsi, en France, des travaux ont été réalisés

⁵¹ Martin Vanier, « La périurbanisation comme projet », *Métropolitiques*, 23 février 2011 : <https://www.metropolitiques.eu/La-periurbanisation-comme-projet.html> (consultation octobre 2016).

et publiés depuis les années 1990-2000 autour des réflexions menées par l'ADAYG (Association pour le développement de l'Agriculture du Y Grenoblois), puis Terres en ville (Bonnefoy, 2011), le groupe de recherche de Rambouillet (Inra and Département de recherches sur les systèmes agraires et le développement, 1996) et l'Inra⁵². Ces travaux se développent également en Europe (Zasada, 2011). Désormais l'agriculture périurbaine participe des réflexions sur le devenir des villes et les spécialistes de la ville (chercheurs et planificateurs) s'intéressent à l'agriculture. Les « Urban Food Planning », développés depuis le début des années 2000 en Amérique du Nord et en Europe du Nord gagnent l'ensemble du continent (Bonnefoy and Brand, 2014; Brand, 2015). Des réseaux de chercheurs s'organisent sur ces questions. Leurs travaux concernent en priorité l'agriculture périurbaine autour des métropoles, cependant les villes moyennes sont elles aussi largement gagnées par la périurbanisation (Arnal, 2012 ; Duvernay, 2002a). L'élevage est abordé comme une composante de l'agriculture et sous l'angle des planifications urbaines et des politiques alimentaires, mais fait rarement l'objet de publication spécifique.

Des thèses récentes s'intéressent aux liens entre ville et agriculture, du point de vue de l'approvisionnement urbain sur le temps long et du rôle de la ville dans la valorisation de l'agriculture environnante. Elles sont encore peu nombreuses et ont un caractère historique ; pour la période actuelle, elles traitent surtout des circuits courts et du rôle culturel de l'élevage (Chatzimpiros and Barles, 2010 ; Marty, 2013). Des travaux émergent sur les liens entre gastronomie et rayonnement métropolitain et évoquent les modes de valorisation des produits de l'élevage dans les stratégies métropolitaines (Csergo and Lemasson, 2008; Delfosse, 2015b). Au-delà de cette littérature scientifique et technique, d'autres sources peuvent être mobilisées comme la presse quotidienne régionale, et les données juridiques lorsqu'un contentieux relatif à la compétition pour les terres ou aux nuisances reprochées à l'élevage est porté devant les tribunaux (Torre *et al.*, 2015b).

6.8.2. L'élevage urbain

6.8.2.1. Contexte et évolution générale sur la zone

L'agriculture urbaine se définit comme la culture de produits végétaux et animaux à l'intérieur même des villes (Taylor Lovell, 2010) ; nous l'entendons ainsi alors que certains chercheurs utilisent le terme d'agriculture urbaine de façon plus large (Ba and Aubry, 2011 ; Fleury and Donadieu, 1997 ; Nahmias and Le Caro, 2012). L'élevage était une activité importante dans les villes à la fin du 19^e siècle et au début du 20^e siècle notamment pour l'approvisionnement en lait et en œufs des populations urbaines (Delfosse, 2014; Smit *et al.*, 1996). Il existait à Paris un grand nombre de laitiers nourrisseurs à la fin du 19^e siècle (Delfosse, 2014) ; (Fanica, 2008), et de nombreux animaux de trait avant le développement de l'automobile (Hepp, 2008). De même la présence d'abattoirs et de très importants marchés de gros pour la viande en ville, comme celui de la Villette à Paris, impliquait la présence de nombreux animaux en ville (Chemla, 1994). Dans les pays développés, la construction de la chaîne du froid, le développement des transports et l'évolution du traitement des produits laitiers (Delfosse, 2007 ; 2014) et carnés a permis d'éloigner les élevages de la ville et même de ses périphéries. Les règlements sanitaires et environnementaux n'ont fait qu'accélérer ce recul. Les élevages laitiers ont disparu plus tardivement dans les villes du sud de la France par exemple (vers les années 1950) (Delfosse, 2014). Aujourd'hui, dans les villes européennes, l'élevage a une place marginale par rapport au maraîchage ; des animaux commencent cependant à être réintroduits pour pâturer dans les interstices des villes (Darly, 2014 ; Delfosse, 2014), et les poulaillers font leur réapparition à travers notamment la distribution de poules par les collectivités pour réduire les déchets ménagers (ce que l'on appelle aussi l'élevage de fond de cour) (Daniel, 2013). On peut supposer que ce phénomène va se développer si l'on en croit l'évolution récente des villes nord-américaines (Huang and Drescher, 2015). L'élevage pourrait également prendre de nouvelles formes dans le tissu urbain, tels les projets de fermes verticales.

Dans le tissu urbain on trouve essentiellement des animaux de petites tailles à travers les exemples enquêtés aux Etats-Unis : poulets (90%), abeilles (37%), et seulement 9% pour les lapins et les chèvres et 4% pour les oies et les dindes). Le cheval support d'activités de loisirs peut s'insérer dans le tissu urbain par la présence de

⁵² Les travaux de ce groupe ont été édités dans les *Cahiers de la Multifonctionnalité*.

quelques centres équestres (Jez, 2014 ; Vial *et al.*, 2011) ; même s'ils restent beaucoup plus nombreux dans les espaces périurbains. Plus marginalement, le cheval revient en ville pour la traction animale (Vial *et al.*, 2015). En termes de loisirs et de forme culturelle et « traditionnelle », il ne faut pas oublier la colombophilie⁵³ qui est encore très vivante dans les villes ouvrières européennes (métropole lilloise, villes minières de Silésie en Pologne...) (Delfosse, 2001)⁵⁴. L'élevage est également présent pour des manifestations festives ponctuelles⁵⁵ ou dans les marchés de gros qui se sont maintenus dans le tissu urbain. Enfin, l'élevage trouve un regain d'intérêt autour de la question des fermes à économie circulaire qui insèrent un peu d'élevage (volaille, poissons). L'aquaponie, par exemple, résulte d'une logique de recyclage des déchets de l'aquaculture (fèces, aliments non consommés, nitrates et phosphates contenus dans l'eau des bassins) par un compartiment végétal de type hydroponique (maraichage, culture ornementale) connecté au bassin d'élevage en circuit fermé. Les rejets dissous sont une source de nutriments assimilables par les racines des végétaux après une étape de dégradation microbienne des composés ammoniacaux (Klinger and Naylor, 2012). Ces bactéries nitrifiantes associées à une filtration mécanique adéquate assurent la recirculation d'une eau parfaitement saine pour l'élevage des poissons (Tyson *et al.*, 2008; Tyson *et al.*, 2004). Les espèces les plus couramment utilisées sont des espèces d'eaux chaudes comme le tilapia (*Oreochromis niloticus*) ou des poissons ornementaux (Love *et al.*, 2015). Des espèces d'eaux froides comme la truite arc en ciel (*Oncorhynchus mykiss*) sont également produites dans des fermes commerciales (Adler *et al.*, 2000).

Il faut enfin distinguer ce qui se passe dans les Balkans et dans les pays de l'Est. Dans les Balkans, les formes même des villes et l'histoire de l'urbanisation maintiennent des espaces « vides » au sein de la trame urbaine qui sont investis et réinvestis par des formes de pastoralisme. Milena Guest décrit de façon détaillée ce processus qui fait qu'il existe des réserves foncières intra-urbaines où les bergers mènent leurs troupeaux (Guest, 2003). A Bucarest, une forme de pastoralisme se maintient temporairement dans des friches qui résultent de la crise de la construction (Tribol, 2017). Cependant, les politiques visant à donner un statut de métropole moderne à ces villes provoquent un recul de ces espaces et donc des pratiques pastorales (Guest, 2003). M. Guest (2003) souligne également l'importance de l'imbrication culturelle entre rural et urbain qui permet le maintien d'élevages domestiques au sein même d'un tissu urbain dense (Guest, 2003). Un phénomène semblable existe en Pologne et en Tchéquie (Smith and Jehlicka, 2013). Ces formes d'élevage domestique intra-urbain sont certes résiduelles, mais peuvent dans certains cas se redévelopper du fait de la crise économique (Perucho *et al.*, 2015).

6.8.2.2. Diversité des bouquets de services fournis par l'élevage sur le cas considéré

Services d'approvisionnement

Le bénéfice le plus évident de l'agriculture urbaine est la production de denrées alimentaires à proximité immédiate des consommateurs (Huang and Drescher, 2015; McClintock *et al.*, 2014). Ainsi 90% des œufs consommés par les habitants de Shanghai sont produits à l'intérieur même de la ville (Bhatt and Farah, 2009). Parfois, la nourriture est directement consommée par celui qui la produit, ce qui dans le cas des ménages les plus pauvres accroît sensiblement la consommation de produits frais et donc la qualité de ce qui est consommé (Voigt, 2011). Certains projets d'aviculture urbaine très structurés se sont ainsi développés en France à Laval, Chatillon, ou Montereau-Fault-Yonne en Ile-de-France, tout comme à l'étranger (Oakland, Québec, etc.). Une étude récente conduite en Australie a permis de quantifier que le maraichage et l'aviculture de fond de cour (œufs et poulets de chair dans ce cas) pouvaient couvrir entre 10 et 15% des besoins protéiques de ceux qui les mettent en œuvre (Ward *et al.*, 2014). Ainsi l'enquête réalisée par McClintock *et al.* révèle que l'élevage procure des bénéfices sociaux à ces personnes et qu'il fait alors partie intégrante d'un système alimentaire durable (McClintock *et al.*, 2014). Lorsque les volailles sont produites pour leur chair, la question de leur abattage fait cependant débat : alors que certains mettent en avant la production de produits de proximité et de qualité qu'ils opposent à ceux issus des formes d'élevage industriel, d'autres citoyens souhaiteraient interdire ces abattages pour rester à distance de la mort de l'animal d'élevage (Blecha and Davis, 2014). Comprendre la manière dont est produite la nourriture qu'ils consomment renforce la conscience environnementale de citoyens qui, pour

⁵³ La colombophilie est l'art d'élever et de faire concourir les pigeons voyageurs. – Source : wikipedia 17/11/2016

⁵⁴ Cette activité pourtant très présente sur les sites Internet et dans la vie de communautés urbaines, faisant l'objet d'une réglementation spécifique en France et de concours internationaux, n'est pas étudiée dans la littérature scientifique à laquelle nous avons eu accès.

⁵⁵ On pense par exemple aux manades très présentes dans le périurbain de Montpellier et de Nîmes.

beaucoup, n'ont aucune racine rurale. Dans les villes de l'Est, la production domestique joue également un rôle social important de don et contre-don (Smith and Jehlicka, 2013).

Services environnementaux

Les ruminants (vaches, moutons) introduits récemment dans les villes d'Europe, comme Paris et ses communes de banlieue, contribuent à l'entretien d'espaces verts et à ce titre, polluent moins que les pratiques plus classiques reposant sur le recours aux machines et aux intrants (herbicides). L'utilisation de ces espaces vacants ainsi que la production d'aliments issus des animaux élevés en ville réduisent la consommation de fuel pour le transport et l'emballage de ces produits (Voigt, 2011). L'aviculture de fond de cour (volailles, lapins) permet aussi de diminuer les déchets ménagers des « particuliers éleveurs » puisqu'ils sont utilisés pour nourrir ces animaux. Lorsque la production se développe dans des espaces interstitiels des villes précédemment abandonnés⁵⁶, ce « reverdissement » procure également un bénéfice esthétique aux habitants du voisinage qui peuvent faire un usage récréatif de ces espaces (Zasada, 2011). Ces espaces « naturalisés » jouent également un rôle dans la préservation de la biodiversité et créent un microclimat au sein des « îlots de chaleurs » que constituent les villes lors des canicules estivales (Milan and Creutzig, 2015). Des mesures ont aussi été prises dans certaines villes européennes pour faciliter l'exploitation des ruches dans certains secteurs d'aménagement, ce qui témoigne d'une restauration de certains processus écologiques à l'intérieur des villes (Daniel, 2013).

En France, depuis le début des années 1990, un nombre croissant de municipalités redonne une place au cheval dans leurs villes. Il devient un « employé municipal » et remplace les véhicules motorisés pour le ramassage des ordures, le transport de personnes, des missions de surveillance... (Vial *et al.*, 2015). Ces initiatives ne sont pas toujours intéressantes d'un point de vue économique, mais ont des impacts environnementaux intéressants (peu de bruit, maintien de races de trait). Les auteurs soulignent également que la « réintroduction » du cheval et des ânes bâtés en ville a un impact social : elle favorise le dialogue entre les habitants et les employés municipaux (Vial *et al.*, 2015).

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

L'importance économique des élevages urbains reste à démontrer aujourd'hui. Dans les cas particuliers de villes comme Détroit où un nombre important d'espaces urbains sont abandonnés, et dont l'entretien devient problématique en raison des coûts élevés, l'agriculture et l'élevage urbain sont un moyen pour dynamiser l'économie (le nombre de jardins urbains a doublé en deux ans avec un nombre total de 900), permettant aussi d'employer des personnes sans emploi (Voigt, 2011). L'élevage urbain a également un rôle en termes de lien social et d'éducation à la nature, les entreprises ou fermes d'élevage intégrées à l'espace urbain ayant souvent un volet d'insertion sociale.

La place de l'élevage en ville, même si les animaux n'y sont, dans ce cas, pas élevés, peut aussi se mesurer par le poids des fêtes liées à cette activité au sein des villes (transhumance à Madrid par exemple ou fêtes de produits de terroir...) (Arnal, 2012 ; Labouesse, 1998). Les produits de l'élevage contribuent alors largement à l'animation urbaine. De même la valorisation croissante de la gastronomie par les villes les amène à valoriser les produits de l'élevage régional (Delfosse, 2011 ; 2015b).

L'entretien d'espaces verts par les « moutons tondeurs » permet la création d'entreprises. La vitalité territoriale générée par l'élevage doit aussi prendre en compte les industries agro-alimentaires et infrastructures offertes par la ville à l'élevage situé dans les campagnes environnantes qui sont loin d'être négligeables en termes d'emploi. Clément Arnal a mesuré cela pour les villes moyennes d'Annecy, Bourg-en-Bresse, Romans et Montbrison (Arnal, 2012). Certaines de ces activités sont cependant fragilisées dans un tissu urbain qui se densifie du fait des difficultés de circulation des animaux, des nuisances olfactives, voire sonores, occasionnées aux riverains, et de leur souhait de garder à distance la mise à mort des animaux.

L'élevage urbain entraîne également des nuisances. L'importance de l'élevage dans les interstices de la ville de Bucarest génère un certain nombre de gênes liées aux chiens et surtout aux déjections et odeurs (Tribol, 2017).

⁵⁶ Sur son site Internet, l'agglomération de Besançon revendique cette fonction. On peut y lire en effet : « Le Grand Besançon est connu pour sa qualité de vie. Véritable ville verte, il n'est pas rare de voir quelques moutons ou des vaches en pâture sur les collines bisontines. Une image et une réalité économique à préserver pour l'attractivité de l'agglomération, mais qu'il faut encourager ».

Dans le cas des très fortes concentrations animales, l'élevage proche des centres urbains peut aussi être source de risques épidémiologiques, les animaux y étant en contact étroit avec l'Homme. Les virus de type *Influenza* peuvent passer la barrière des espèces et atteindre l'Homme soit par contact direct avec les volailles, soit par le biais du porc domestique qui en est un hôte intermédiaire (Kuiken *et al.*, 2011). La virulence accrue après recombinaison du virus pose alors un réel problème de santé publique. Cela induit dans certains pays du Sud, comme le Vietnam, à retirer l'élevage des zones urbaines pour développer l'élevage loin des centres villes, comme cela a été le cas en France au 20^e siècle (Duteurtre *et al.*, 2015; McClintock *et al.*, 2014). Aux Etats-Unis, des réglementations interdisent ou en tout cas limitent le développement de l'élevage dans les zones urbaines (Voigt, 2011). Toutefois, des chercheurs canadiens notent que les municipalités font évoluer leur législation face à l'engouement en faveur de l'élevage de fond de cour et aux nouvelles attentes sociétales pour des systèmes alimentaires durables (Huang and Drescher, 2015).

Mise en évidence de quelques synergies ou compromis

Les compromis portent essentiellement sur l'évolution de la législation autour des élevages urbains, leur tolérance ou non, la réglementation de la vente pour des élevages domestiques, les risques sanitaires encourus ainsi que les nuisances olfactives et sonores. Les risques d'épidémies pourraient ainsi remettre en cause la bienveillance de certaines municipalités. On note aussi un décalage entre les métropoles qui veulent avoir une image moderne à l'Est et qui tendent à vouloir faire disparaître ces élevages et les villes « post-modernes » d'Europe de l'Ouest ou d'Amérique du Nord qui aujourd'hui cherchent à le favoriser. Les compromis sont liés également aux capacités à supporter les nuisances que pourraient générer ces élevages par l'ensemble de la population urbaine et surtout, pour les villes de l'Ouest l'appréhension d'une cohabitation avec des animaux avec qui la population a perdu toute familiarité.

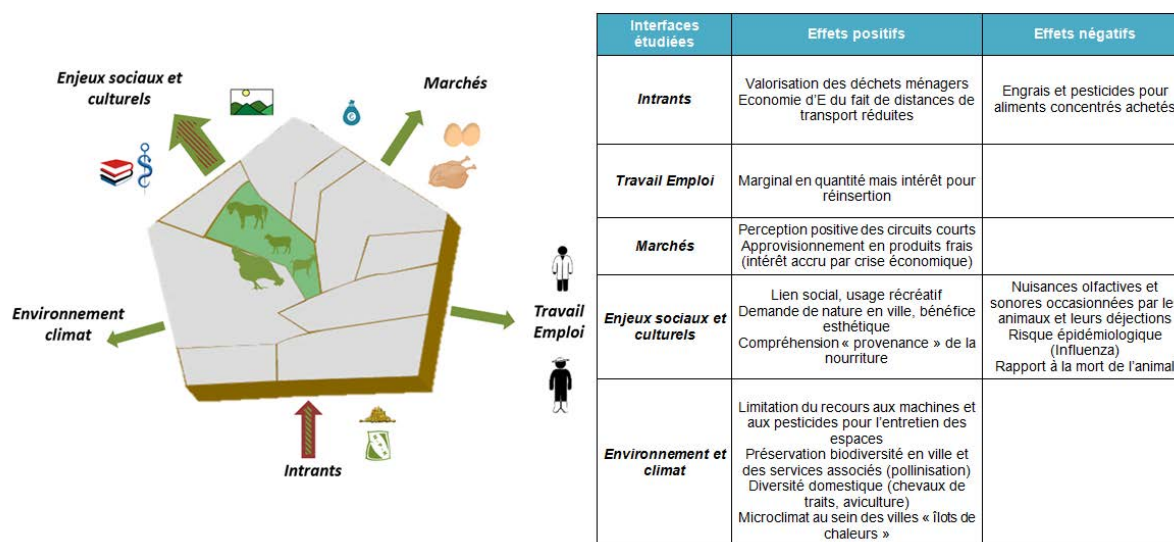


Figure 6.8.1. Schéma du bouquet de service issu de l'élevage urbain

6.8.3 L'élevage péri-urbain

6.8.3.1. Contexte et évolution générale sur la zone

L'évolution de l'élevage dans les espaces périurbains est complexe et très contrastée selon les territoires. L'appréhender nécessite de considérer deux situations complémentaires. D'une part, la ville dans son processus d'étalement empiète sur des espaces ruraux qui étaient jadis voués à l'agriculture et qui comptaient des élevages. D'autre part, la croissance urbaine génère des besoins alimentaires croissants et des élevages intensifs se sont développés dans les années 1970 dans les espaces périurbains afin d'approvisionner la ville : on peut notamment citer les élevages de poules pondeuses et les élevages porcins intensifs, voire des étables laitières hors-sol. Ces différents élevages sont cependant fragilisés par les normes sanitaires et environnementales, ainsi que par les nuisances générées par la proximité de fortes densités d'habitants.

Ainsi, une tendance lourde des relations entre l'élevage en zone péri-urbaine et la société est que la ville repousse l'élevage vers les espaces de plus faible densité (Figure 6.8.2). Les raisons de ce phénomène sont multiples. Elles tiennent en premier lieu à la pression foncière dans les espaces périurbains qui pourrait pousser à l'intensification agricole par unité de foncier et encourager le développement de formes d'élevage hors-sol et cela alors que les nuisances liées à l'élevage apparaissent comme insupportables. En effet, un autre point de tension important apparaît, celui des nuisances causées aux riverains par la proximité de structures d'élevage importantes (odeurs, protection des captages, paysage, etc.) ; des structures d'élevage dont certaines industrielles classées pour risque environnementaux. Les règlements sanitaires et environnementaux participent de ce recul de l'élevage que l'on peut qualifier d'intensif.



Figure 6.8.2 : L'urbanisation rencontre des zones d'élevage dans les Coteaux du Forez (gauche) ; une ferme alternative dans le périurbain de Rome réintroduisant des races locales et cherchant à relocaliser le pecorino romano.

En Australie, Hendersson a analysé la complexité des mouvements de flux et reflux des élevages en milieu périurbain, et décrit les étapes successives qui conduisent à la relocalisation des systèmes avicoles industriels à distance des grands centres urbains (Henderson, 2005). Les poulaillers industriels situés à proximité immédiate des villes sont progressivement entourés par des résidents de plus en plus nombreux, ce qui génère des tensions du fait des nuisances olfactives et sonores (par exemple lorsque les poulets sont « ramassés » en pleine nuit) ; les poulaillers industriels produisent également de la poussière et attirent insectes et rongeurs. Les éleveurs peuvent tenter de s'adapter en intensifiant encore leur production, en devenant pluriactifs et/ou en développant des circuits de vente directe. Dans l'exemple Australien, la filière a même appuyé les projets de construction de nouvelles infrastructures par des arguments scientifiques (Henderson, 2003). Cependant, les réticences de la communauté, qui conteste toujours l'implantation de nouvelles structures, conduisent à terme à un redéploiement progressif des unités de production vers la périphérie de villes de plus petite taille où le même phénomène de rejet peut à terme apparaître. L'article de Sneeringer, consacré aux effets de la régulation

environnementale et des liens à la ville de la production laitière en Californie, montre que dans les Comtés où la réglementation environnementale est forte les élevages sont plutôt de petite taille et que ceux où elle l'est moins (là où la pression sur la qualité de l'eau semble moindre), les élevages sont plus importants (Sneeringer, 2011). Les mêmes dynamiques sont observées pour l'élevage européen. L'Alsace illustre cette tendance historique lourde avec des politiques régionales qui « sortent » les élevages des villages et les repoussent vers l'Hinterland sous la pression de la population. En Bretagne, les conflits entre résidents et éleveurs sont fréquents et bloquent quasi systématiquement l'implantation de nouveaux élevages. Cette tendance n'épargne pas la présence d'animaux vis-à-vis desquels la société a un regard plus bienveillant, comme l'élevage laitier. Ainsi, les éleveurs laitiers tendent à se reconvertir dans l'agglomération lilloise (Rouget, 2013), alors qu'à proximité des agglomérations de l'arc alpin le nombre de négociations concernant la délocalisation des bâtiments d'élevage à distance des agglomérations (Delattre *et al.*, 2005) se multiplie (Rouget, 2013).

Toutefois, comme toujours en matière d'agriculture périurbaine, les situations entre villes et pays peuvent être contrastées. Christophe Soulard et Bertille Thareau montrent qu'à Montpellier et Angers les surfaces en herbe sont plus importantes que dans le reste du département. Cela s'explique par l'importance des prairies alluviales autour d'Angers et l'agriculture de loisir autour de Montpellier (Soulard and Thareau, 2009). Jouve et Padilla soulignent qu'alors que l'élevage hors-sol recule dans les espaces périurbains de l'Europe du Sud du fait d'une demande croissante des citoyens pour un environnement de qualité, l'élevage reste particulièrement dynamique autour d'Athènes et des sites touristiques grecs. En effet, des élevages hors-sol s'y développent pour répondre à la demande urbaine ; ces exploitations sont en vente directe (Jouve and Padilla, 2007). Récemment on note que l'élevage peut revenir et se reconnecter à la ville pour un approvisionnement alimentaire de proximité mais sur de petites exploitations avec des systèmes autres que l'hors-sol intensif.

Par ailleurs, l'élevage périurbain répond aux attentes de loisirs des citoyens. L'élevage équin tend même dans plusieurs pays européens (France, Suède, Ecosse...) à devenir un indicateur de « périurbanité » (Quetier and Gordon, 2003 ; Vial *et al.*, 2011 ; Zasada, 2011). L'élevage sur prairie répond aux demandes de paysages bucoliques des citoyens des villes voisines ou des nouveaux habitants des espaces périurbains ; des paysages rêvés qui souvent motivent leur installation en milieu rural. La considération de la multifonctionnalité de l'agriculture périurbaine peut donc offrir des opportunités à l'élevage périurbain, mais qui doit se différencier de la production hors-sol.

Au terme de ce rapide panorama on peut noter que si dans l'ensemble l'élevage périurbain éprouve des difficultés autour des grandes métropoles (Figure 6.8.3), comme le soulignent par exemple les rapports sur l'agriculture de communautés urbaines ou d'agglomérations françaises⁵⁷, de nouvelles formes d'agriculture et/ou de nouveaux usages des animaux ramènent les animaux dans ces espaces.



Figure 6.8.3 : ferme coopérative résistante à l'urbanisation en banlieue de Rome

Ainsi les évolutions récentes questionnent l'hypothèse que les systèmes de production s'intensifient à mesure que l'on se rapproche de la ville. Enfin, les auteurs spécialistes soulignent la grande diversité de l'agriculture en France. Ils distinguent souvent plusieurs catégories d'exploitations : les héritières qui seraient les exploitations maraîchères qui ne nous concernent pas ici mais auxquelles on pourrait ajouter peut-être des exploitations

⁵⁷ Recension des rapports « professionnels » présents sur internet.

d'élevage dans les pays de l'Est ; les indépendantes et les innovantes. Les indépendantes, sont celles qui étaient installées que leur territoire soit gagné par l'étalement urbain, appartiennent à des systèmes de production « dont les moteurs d'évolution s'inscrivent dans les logiques de filières, les OCM de la PAC et la spécialisation régionale des productions » (Soulard and Thareau, 2009). Les innovantes sont celles qui répondent aux nouvelles attentes urbaines elles concernent aussi bien celles qui s'installent en circuits courts que l'agriculture de loisir, l'élevage d'animaux domestiques les fermes pédagogiques et les fermes équestres (Soulard and Thareau, 2009). Comme l'explique Françoise Jarrige, des types d'élevages innovants valorisent un foncier souvent restreint et toujours précaire : élevages de chevaux, d'escargots, de chiens, de gibier, d'oiseaux exotiques (Jarrige, 2004). Pour illustrer ces formes d'innovation associant l'élevage dans les espaces périurbains interstitiels, Christophe Soulard utilise le concept d'agriculture nomade (Soulard, 2014). Ces exemples donnés pour Montpellier se retrouvent autour de bien des villes françaises. Ainsi, Rouget montre-t-il que dans le périurbain du Nord, des exploitations laitières se reconvertissent, suite au grignotage de leurs terres dans l'élevage de chiens et l'activité de pension canine (Rouget, 2013)⁵⁸.

6.8.3.2. Diversité des bouquets de services fournis par l'élevage sur le cas considéré

Services d'approvisionnement

La production des élevages à proximité des villes n'est pas forcément destinée à l'alimentation de la ville proche. Cependant des élevages profitent de la proximité urbaine pour la commercialisation de leur production (Figure 6.8.4). Ainsi des exploitations caprines, souvent non autonomes pour l'alimentation des animaux, mais de type homme-filière (Casabianca *et al.*, 1994) se maintiennent, voire se créent dans les espaces périurbains profitant de la proximité d'un marché de consommation (Delfosse *et al.*, 2008; Testard, 2014). Même si dans le cas de l'élevage bovin-lait, il est difficile de revenir à ces circuits courts puisque les filières laitières sont historiquement organisées en circuits longs (Le Gall, 2013), de nouvelles opportunités s'offrent aux éleveurs bovins pour la valorisation du lait (glace fermière, produits frais...), ce qui est aussi le cas pour la production de viande bovine (Duvernoy, 2002b ; Vandenbroucke, 2013). Toujours dans le secteur laitier de nouvelles unités de transformation de petite taille voient le jour avec magasin de vente, et parfois couloir de vision pour les acheteurs/visiteurs. Il s'agit là de stratégies de meilleure valorisation des revenus pour contourner les problèmes fonciers. Ceci permet le maintien d'une agriculture périurbaine, dans les secteurs où celle-ci est dominée par l'élevage, en satisfaisant la demande des consommateurs pour des produits frais et locaux, tout en leur faisant découvrir les processus de fabrication. Ces initiatives peuvent être portées par les collectivités territoriales. De même la vente de produits peut réduire les coûts de l'agriculture de loisir (Soulard and Thareau, 2009).

Dans un contexte très différent, la précarité et les crises économiques peut redynamiser la création (ou assurer le maintien) de petits élevages à caractère alimentaire, parfois clandestins près des villes (Vallerand *et al.*, 2007).



Figure 6.8.4 : Marché de la capitale Chisinau - Exemple moldave sur l'autosubsistance

Services environnementaux

Les services environnementaux ont été ceux qui ont été le plus soulignés dans les travaux sur la multifonctionnalité de l'agriculture périurbaine. Cette dernière permettait de maintenir des espaces ouverts qui

⁵⁸ De même les observations que l'on peut faire le long des axes routiers importants des grandes métropoles comme Paris montrent que des grands corps de fermes sont réutilisés en pensions pour chiens.

font désormais partie intégrante du paysage de ce tiers-espace qu'est l'espace périurbain et ce à quoi tiennent les habitants et les élus. Les fonctions environnementales ne sont pas que paysagères. L'élevage gère des espaces « à risque » aussi dans les espaces périurbains : importance des zones humides qui traversent souvent les zones urbaines et qui sont exploitées sous forme de prairie, c'est notamment le cas dans la vallée de la Loire avec risque inondation (Huet *et al.*, 2011; Margetic, 2015), lutter contre les risques d'incendies (dans les régions méditerranéennes en particulier) (Jarrige, 2004) ou encore reconquérir des friches pour des aménités paysagères. Ainsi, des collectivités territoriales de l'agglomération de Besançon acquièrent la maîtrise foncière et installent des agriculteurs notamment à des fins d'entretien du paysage⁵⁹. L'entretien des trames vertes et bleues en France amène à réfléchir à de nouveaux modes de gestion des espaces non bâtis et peuvent permettre de réhabiliter l'élevage non intensif, voire réintroduire l'élevage ovin et équin (Alavoine Mornas and Girard, 2014).

La relocalisation de l'alimentation prônée par les agglomérations urbaines peut favoriser le retour des élevages en zone périurbaine, notamment en mettant en avant la faible distance parcourue par les aliments. Même si les projets des collectivités territoriales concernent essentiellement les productions maraîchère et arboricole, les actions conduites en faveur de l'élevage existent. L'élevage répond aussi aux nouvelles attentes écologiques et paysagères des espaces périurbains notamment ceux qui sont « gentrifiés ». Toutefois cette agriculture « environnementale et paysagère » n'est pas toujours rentable aussi des municipalités ou acteurs associatifs peuvent aider les agriculteurs. En Suède, dans les environs de Stockholm, dans les espaces considérés comme étant à protéger, des éleveurs perçoivent des indemnités en échange de pratiques non rentables afin de satisfaire des objectifs paysagers publics (Hochedez, 2014b). Des exemples semblables existent aux Pays-Bas (Pfeifer, 2011).

Les chevaux et autres équidés sont également sources d'aménités en entretenant des espaces interstitiels au statut productif incertain et qui échappent ainsi, du moins temporairement, à l'urbanisation (Vial *et al.*, 2011). Cécile Rialland-Juin souligne ainsi le rôle de l'élevage équin dans le nord de l'agglomération de Nantes (Rialland-Juin, 2012). La méconnaissance des règles de conduites des prairies par ces citoyens peut cependant engendrer du surpâturage, d'autant plus que les chevaux sont aptes à pâturer très ras. L'affouragement en foin est fréquent, et les odeurs, insectes et évacuations de fumiers sont autant de nuisances et de sources de conflits, même si le fumier de cheval est un engrais apprécié par les jardiniers et maraîchers. Ainsi, même les chevaux appartenant à des particuliers peuvent être repoussés vers la périphérie des villages au fur et à mesure que l'urbanisation avance (Vial *et al.*, 2011).

A proximité des villes, face à la densité de la circulation sur les routes et l'éparpillement des parcelles due au grignotage foncier, les éleveurs limitent la sortie des animaux sur les pâtures avoisinantes, et les mouvements d'animaux entre les parcelles (ou tout du moins en adaptent le rythme pour ne pas perturber le trafic routier). A terme cela modifie les pratiques d'alimentation, avec une part croissante de fourrages offerts à l'auge au détriment du pâturage. Les éleveurs cherchent également à réduire les nuisances olfactives par exemple en aménageant les dates d'épandage du lisier, et les nuisances sonores en insonorisant les bâtiments d'élevage. Cependant un tel investissement est parfois jugé trop important par les éleveurs au regard des incertitudes qui pèsent sur l'élevage en zone péri-urbaine. Pourtant, au Danemark, Turner *et al.*, pointent que les zones situées à proximité immédiate des principales agglomérations offrent des bouquets de services larges et équilibrés (Turner *et al.*, 2014). Ainsi, les productions animales (porcs et vaches laitières dans ce cas) et de céréales utilisent des espaces qui fournissent également d'importants services de régulation (purification des eaux par les zones humides, stockage du carbone dans le sol) et culturels (zones récréatives, patrimoine naturel et bâti). Van Oudenhoven *et al.* ont cartographié les fermes laitières d'un territoire entouré par trois grosses agglomérations aux Pays-Bas, et souligné les opportunités de fourniture de services de régulation (captage des particules fines atmosphériques) et environnementaux (densité des sentiers de promenade, valeur d'habitat pour les oiseaux migrateurs) (van Oudenhoven *et al.*, 2012).

Ces types de services sont particulièrement valorisés par les formes agricoles alternatives ou non intensives qui se développent dans certains espaces périurbains. Ainsi dans les environs de Stockholm les exploitations biologiques ayant de petites superficies et cherchant à réduire leurs coûts développent des exploitations en agriculture-élevage. Camille Hochedez présente par exemple une exploitation où l'élevage avicole contribue à la fertilisation des pieds de tomates et où les oies désherbent les fraisiers ; ces exploitations utilisant le plus souvent

⁵⁹ Source Internet : L'agriculture périurbaine dans le Grand Besançon.

des races menacées ou dites à petits effectifs, contribuent de fait au maintien de la diversité domestique (Hochedez, 2014a).

Enfin, en termes d'environnement, on peut noter l'association entre les villes et communes voisines pour des projets de valorisation de la biomasse permettant de valoriser les effluents d'élevage périurbains. L'énergie issue de la biomasse doit être utilisée sur une courte distance ; le poids démographique de la ville et de ses communes de banlieue et périurbaine peuvent être privilégié pour la localisation de ces projets (Tritz, 2013).



Figure 6.8.5 : Jasseron, périurbain Bourg-en-Bresse (Ain), cheval dans une propriété individuelle (gauche) et élevage équestre (droite)

Services de loisirs et pédagogiques

L'élevage de loisir est une activité importante dans les espaces périurbains : élevage de loisir pour des amateurs ou donnant lieu à la création d'exploitations ou d'entreprises de loisir. L'élevage de loisir concerne essentiellement les chevaux mais aussi les vaches, chèvres, ânes, poules, moutons... Les chevaux apparaissent dans les interstices des villes et villages avec des bénéfices économiques de différentes natures : d'une part les agriculteurs peuvent vendre ou louer des petites parcelles, peu rentables à exploiter, aux propriétaires soucieux de rester à proximité de leur cheval (Quetier and Gordon, 2003), d'autre part les pensions et les centres équestres sont préférentiellement implantés à proximité des centres urbains où se concentre une grande partie de la clientèle des pratiquants, ainsi que le long des principaux axes de communications (Vial *et al.*, 2011).

Un nouveau service rendu par l'élevage dans ces espaces apparaît : son rôle pédagogique sensibilisation de jeunes citadins à la nature ; les fermes pédagogiques sont de préférence situées dans les espaces périurbains des grandes villes (Lescureux, 2003). Il est aussi invoqué pour des projets de réinsertion ou sociaux (Schneider, 2014). Les fermes du « Care » sont également très présentes en milieu périurbain (Zasada, 2011).

Enfin, les exploitations d'élevage offrent par leurs paysages et leur présence même des espaces de récréation aux citadins de la ville voisine et aux habitants mêmes des communes périurbaines qui recherchent précisément ce mode de vie. Certains cavaliers ou propriétaires de chevaux alimentent le phénomène de périurbanisation en quittant les grandes villes pour résider à proximité de leurs chevaux.

Vitalité territoriale et aspects socio-économiques

L'élevage périurbain rencontre un certain nombre de freins économiques liés aux normes environnementales, aux contraintes liées à la proximité des populations, aux difficultés liées à l'éparpillement des parcelles et au recul des industries agro-alimentaires. En effet, il pâtit de l'absence ou du recul des infrastructures et de services : ce constat effectué pour l'ensemble de l'agriculture périurbaine d'Ile-de-France concerne aussi l'élevage (vétérinaire, usines de transformation, abattoirs) (Poulot and Roures, 2004). Ainsi, les usines laitières ont des difficultés à s'étendre pour des questions de coût du foncier, mais ont aussi du mal à être approvisionnées (gêne routière...).

Le recul de l'agriculture et de l'élevage contribue également à celui des infrastructures, obérant parfois le devenir des autres exploitations. La faiblesse des infrastructures occasionnent des difficultés aux fermes qui s'installent en circuit court, pour l'abattage notamment (IUFN, 2015).

Toutefois l'élevage périurbain répond à de nouveaux enjeux et de nouvelles demandes urbaines qui peuvent leur redonner de nouvelles fonctions économiques : rôle d'entretien, développement des circuits courts. Ces nouvelles entreprises agricoles peuvent être développées par des non agriculteurs souvent amateurs ou des néo-agriculteurs (élevages équins, manades autour de Montpellier ou élevage de volaille pour les loisirs), voire des agriculteurs à temps partiel. Ces nouveaux types d'élevage en direction des loisirs des citadins peuvent donner lieu à la création de véritables PME (Soulard and Thareau, 2009). L'élevage de loisir est intégré « dans des circuits commerciaux et techniques de l'agriculture » (Alavoine Mornas and Girard, 2014) : vente des animaux à des négociants, recours au vétérinaire, demande de prestation de service aux agriculteurs voisins... Il reste que cet élevage amateur est fragile en lien avec les évolutions familiales et professionnelles de ses pratiquants. Les éleveurs-amateurs peuvent avoir des liens forts avec les agriculteurs présents dans les espaces périurbains, mais les conflits sont également fréquents pour la maîtrise du foncier notamment. Par ailleurs les éleveurs amateurs ne sont pas reconnus par les éleveurs comme des pairs.



Figure 6.8.6: Gérer les pentes et espaces périurbains (Côtes du Forez)

6.8.3.3. Mise en évidence de quelques synergies ou compromis

Difficultés liées à la pression urbaine et aux conflits fonciers et paysagers

Un enjeu fondamental pour les élevages périurbains tient dans les conflits et compromis fonciers, ainsi que dans les politiques d'urbanisme qui visent à protéger l'agriculture périurbaine tout en étant parfois défavorables au maintien de l'élevage et à sa modernisation.

En Ile-de-France, les conflits relatifs au changement des terres agricoles pour l'extension des villes, et les infrastructures sont très majoritaires (83.5% du corpus des requêtes contentieuses), alors que les conflits directs entre agriculteurs et résidents (extension bâtiments agricoles, etc.) sont minoritaires (6% du même corpus) (Torre *et al.*, 2015b). Ceci traduit le dynamisme d'un tissu urbain qui cherche à s'étendre sur les terres adjacentes traditionnellement dédiées à l'agriculture, dans le cas présent à la céréaliculture.

Dans les Alpes du Nord, 46% des vaches laitières étaient élevées il y a encore 10 ans dans les vallées alpines qui subissent aussi une forte pression d'urbanisation (Delattre *et al.*, 2005). Entre 1988 et 2000 les effectifs bovins ont chuté de 25% dans les communes urbaines situées dans les corridors alpins, alors que la baisse des effectifs est seulement de 6% pour l'ensemble des Alpes du Nord. Le déclin était cependant moindre dans les zones AOP du fait des revenus plus importants des éleveurs qui leur permettent de partiellement compenser les contraintes induites par la pression urbaine. Il reste que les communes périurbaines sont de plus en plus exclues des nouveaux zonages AOP du fait de leur proportion réduite de surface toujours en herbe. Il est vrai que la proximité de la ville entraîne une intensification des systèmes de production et des pratiques, qui dans les Alpes peut être vue comme antinomique du cahier des charges AOP (Delattre *et al.*, 2005).

La concurrence avec l'urbanisation dans les vallées alpines affecte également l'élevage caprin. Ainsi, une enquête menée auprès des producteurs caprins du massif des Bauges (Delfosse *et al.*, 2008) montre que la forte occupation des terres d'altitude traduit la difficulté des chevriers à accéder au foncier dans les vallées en voie de périurbanisation. Le manque d'espace libre en fond de vallée les oblige aussi à acheter du foin et les empêche de développer leur exploitation. En 2007, dix exploitations caprines sur 24 n'étaient pas autosuffisantes en ressources herbagères. Ces éleveurs dans un contexte de forte pression foncière sont aussi concurrencés par les éleveurs bovins. La pression foncière peut donc accentuer les concurrences entre types d'élevages. Paradoxalement on note des usages partiels ou temporaires d'espaces périurbain pour produire de l'herbe qui part ensuite pour les élevages du rural ou la « transhumance inversée » qui fait que des éleveurs ruraux viennent en hiver près des villes dans les espaces périurbains.

En France, les nouveaux règlements d'urbanisme bloquent considérablement la construction de bâtiments neufs ce qui peut freiner les installations en élevage dans les espaces périurbains. Les contraintes sont encore plus fortes avec les nouvelles règles d'urbanisme et la disparition des dérogations que pouvaient avoir les agriculteurs pour construire de nouveaux bâtiments d'élevage en milieu rural. Cela freine l'installation de nouvelles exploitations, notamment d'élevage (Nougarèdes, 2013). Les nouvelles constructions d'élevage peuvent être également freinées par des associations de défense des paysages dans certains espaces périurbains gentrifiés (habités majoritairement par des classes aisées). Toutefois, cette position peut évoluer vis-à-vis de l'élevage et de la perception de ses nuisances, face au besoin de maintien de paysages agrestes et aux bénéfices de l'approvisionnement en circuits courts.

Des collectivités territoriales et de nouvelles attentes des citoyens dans ces espaces

L'intérêt et les politiques en direction de l'agriculture périurbaine tendent à se développer de même des mouvements citoyens émergent en faveur du maintien de l'agriculture périurbaine⁶⁰. Reste à voir quelle place y prendra l'élevage, ce qui renvoie aux questionnements relatifs au bien-être animal, à la préservation de l'environnement, et plus globalement aux aspirations citoyennes et aux critères de choix des consommateurs, déjà analysés dans la partie 4 de ce rapport.

Pour montrer la multiplicité des services rendus par l'élevage, des collectivités territoriales investissent directement dans un projet agricole. Ainsi l'article de Vargas montre l'exemple de la création d'un élevage de chèvres et d'une fromagerie intercommunale près de Grenoble : la ferme intercommunale des Maquis (Vargas, 2013). L'exploitation caprine pour la production en circuits courts de fromages avec un projet pédagogique située à 5 km de Grenoble constitue un espace de respiration indispensable au cadre de vie et au bien-être des habitants de l'agglomération grenobloise. Elle s'articule avec un projet d'association foncière pastorale (colline enfrichée) et avec un Plan Air Climat. Ce projet a été monté en concertation avec les acteurs locaux. De même ce que l'on appelle les parcs agricoles périurbains tendent à se développer en Italie et en Espagne. Certes ils sont surtout voués à l'agriculture maraîchère mais ils promeuvent aussi des élevages. Ainsi dans le parc agricole de Barcelone (Baix Llobregat) un label en faveur des poulets élevés dans le parc a été créé. Dans ce parc des

⁶⁰ On pense en France aux actions de l'association « Terre de liens » : <https://www.terredeliens.org/>

circuits de balades à cheval sont également organisés. Ces parcs permettent donc de protéger l'agriculture, de la mettre en scène et ainsi jouer un rôle récréatif pour les citoyens, mais ils ont aussi pour rôle de fournir une alimentation de proximité (Serrano, 2015). C'est dans ce cadre que des communautés d'agglomération ou communautés urbaines développent également des marques territoriales qui peuvent bénéficier aux produits animaux (Delfosse, 2011 ; Hochedez, 2014b). Les actions des collectivités territoriales peuvent se coordonner ou répondre aux demandes des habitants-citoyens et prendre la forme de ce que l'on appelle des projets agri-urbains en Ile-de-France (Marraccini *et al.*, 2013; Poulot, 2014). Les projets des métropoles et villes dans le cadre du Grenelle de l'environnement (2008) en faveur de l'offre de produits locaux dans les cantines peut également offrir des débouchés aux élevages périurbains. Promouvoir une alimentation de qualité et des paysages ouverts crée une vitrine susceptible d'attirer de nouveaux habitants, des habitants aux bons revenus.

Toutefois les politiques publiques en faveur de la protection de l'agriculture périurbaine peuvent aussi fragiliser l'élevage périurbain. Alors que des élevages-amateurs de chevaux ou des entreprises équestres cohabitent et sont complémentaires avec l'agriculture, des conflits peuvent surgir paradoxalement lors de l'élaboration de périmètres de protection agricole (Rialland-Juin, 2012). De même, les projets de sécurité alimentaire urbaine peuvent remettre en cause les terres vouées à l'élevage au profit des cultures permettant de nourrir plus de citoyens à l'hectare (projets autour des villes autonomes en matière alimentaire).

Enfin, même si la proximité urbaine et sa pression foncière peuvent fragiliser les produits animaux AOP dans les espaces périurbains, la proximité de métropoles offre un potentiel important de consommateurs à la recherche de produits locaux et régionaux. Cela peut redynamiser des AOP dont les aires de production se situent dans des espaces qui sont désormais périurbains. On peut citer le bleu de Gex dont la production est déclinante et qui cherche à reconquérir les habitants des communes périurbaines du pays de Gex ou de la politique conduite par la région Ile-de-France pour valoriser ses produits de terroir dont les bries de Meaux et de Melun (Delfosse, 1999 ; 2015a).

En résumé, des tensions de différentes natures émergent autour de l'élevage périurbain. Il s'agit tout d'abord des tensions entre la nécessité et l'envie de nourrir la ville avec les productions agricoles de proximité et les difficultés foncières et d'exercice de l'activité agricole liées à la forte densité des espaces périurbains. La volonté de produire proche tend aussi à favoriser le maraîchage au détriment d'autres formes d'agriculture dont l'élevage qu'il soit productif ou de loisir. La rareté des infrastructures fragilise également les élevages périurbains. Enfin l'esthétisation des paysages périurbains, souvent incompatible avec la réalité de l'agriculture, peut fragiliser les exploitations d'élevage en milieu périurbain.

Pour conclure, dans les espaces urbains et périurbains les tensions sont fortes. Elles sont liées aux contraintes foncières, environnementales et sanitaires dans un contexte de réhabilitation de l'agriculture tant dans ses fonctions nourricières que de loisirs et plus généralement pour la multifonctionnalité des services rendus par l'agriculture. La question du foncier est fondamentale : son coût est défavorable à des pratiques extensives tandis que les espaces délaissés dans les interstices des villes offrent des opportunités, mais souvent avec des situations précaires. Cela peut participer de ce que Christophe Soulard qualifie d'agriculture nomade (Soulard, 2014). Le développement de l'élevage dans ces espaces de fortes et très fortes densités humaines pose également la question des nuisances occasionnées par les animaux. Enfin, il participe aux débats autour de la gouvernance alimentaire urbaine. Il reste que les études et les effets des évolutions sociétales sur le renouveau de l'élevage dans ces espaces mériteraient d'être plus étudiés et cela notamment du point de vue des contradictions sociétales ainsi que de celles des politiques publiques.

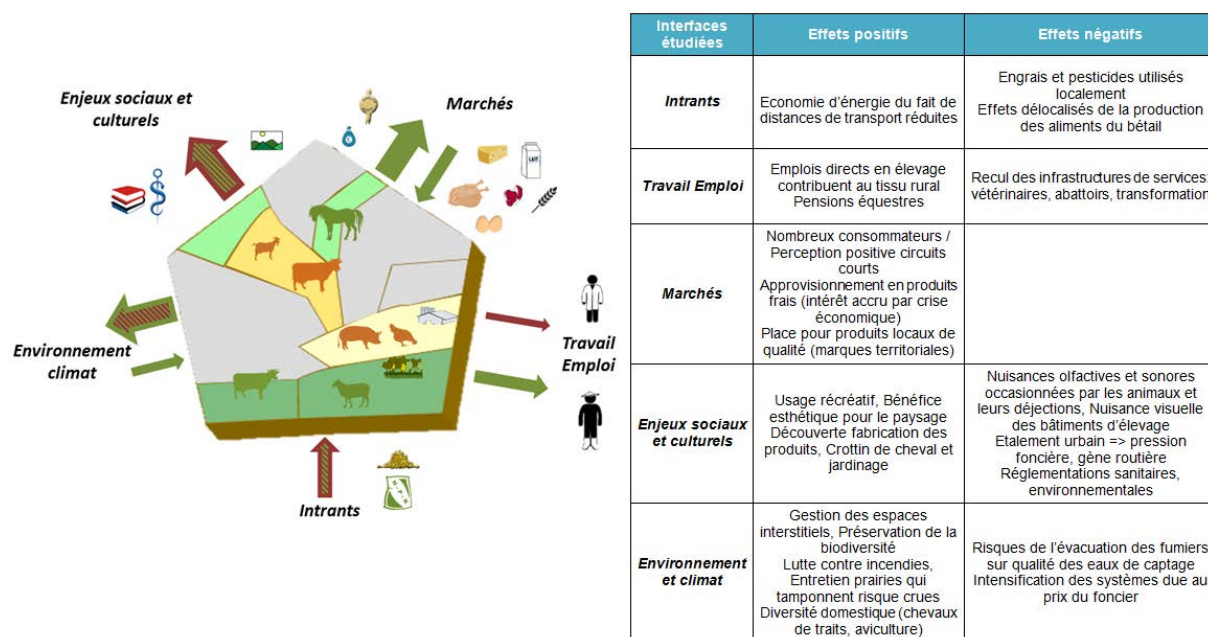


Figure 6.8.7. Schéma du bouquet de service issu de l'élevage péri-urbain

6.8.4 Références bibliographiques

- Adler, P.R.; Harper, J.K.; Wade, E.M.; Takeda, F.; Summerfelt, S.T., 2000. Economic Analysis of an Aquaponic System for the Integrated Production of Rainbow Trout and Plants. *International Journal of recirculating Aquaculture*, 1: 15-34. <http://www.apps.fst.vt.edu/ijra/v12000/article2.html>
- Alavoine Mornas, F.; Girard, S., 2014. Agricultural land use and environmental issues: new tensions in farms to implement "Greenway Network" policy. *Le Foncier Agricole - Usages, tensions et régulations*. Lyon, France: 2014-06-11, 16 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01118805>
- Arnal, C., 2012. *La place et le rôle de l'agriculture à la périphérie des villes moyennes. Le cas des villes d'Annecy, Bourg-en-Bresse, Montbrison et Romans-sur-Isère*. Université Lumière - Lyon II. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00762097>
- Ba, A.; Aubry, C., 2011. Diversité et durabilité de l'agriculture urbaine : une nécessaire adaptation des concepts ? *Noréis*, 221: 11-24. <http://dx.doi.org/10.4000/noréis.3739>
- Bhatt, V.; Farah, L.M., 2009. Designing edible landscapes. *Open House International*, 34 (2): 5-7.
- Blecha, J.; Davis, A., 2014. Distance, proximity, and freedom: Identifying conflicting priorities regarding urban backyard livestock slaughter. *Geoforum*, 57: 67-77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.08.010>
- Blecha, J.; Leitner, H., 2014. Reimagining the food system, the economy, and urban life: new urban chicken-keepers in US cities. *Urban Geography*, 35 (1): 86-108. <http://dx.doi.org/10.1080/02723638.2013.845999>
- Bonnefoy, S., 2011. La politisation de la question agricole périurbaine en France : points de repère. *Urbia*, 12: 17-37. http://www.unil.ch/webdav/site/ouvdd/shared/URBIA/urbia_12/chapitres_urbia_12/2_La_politisation_de_la_question_agricole_periurbaine_en_France.pdf
- Bonnefoy, S.; Brand, C., 2014. Régulation politique et territorialisation du fait alimentaire: de l'agriculture à l'agro-alimentaire. *Géocarrefour*, 89 (1): 95-103. <http://www.cairn.info/revue-geocarrefour-2014-1-page-95.htm>
- Brand, C., 2015. *Alimentation et métropolisation : repenser le territoire à l'aune d'une problématique vitale oubliée*. Université Pierre Mendès France, Grenoble. 656 p.
- Casabianca, F.; de Sainte-Marie, C.; Santucci, P.; Vallerand, F.; Prost, J., 1994. Maîtrise de la qualité et solidarité des acteurs. *Qualité et systèmes agraires*. INRA (Études et recherches sur les systèmes agraires et le développement, 28), 343-358.
- Chatzimpiros, P.; Barles, S., 2010. Nitrogen, land and water inputs in changing cattle farming systems. A historical comparison for France, 19th-21st centuries. *Science of the Total Environment*, 408 (20): 4644-4653. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.051>
- Chemla, G., 1994. *Les Ventres de Paris, les Halles, la Villette, Rungis: l'histoire du plus grand marché du monde*. Grenoble: Glénat, 210 p.
- Csergo, J.; Lemasson, J.P., 2008. *Voyages en gastronomie. L'invention des capitales et des régions gourmandes*. Paris: Autrement (*Mutations*), 261 p.
- Daniel, A.-C., 2013. *Aperçu de l'agriculture urbaine en Europe et en Amérique du Nord* AgroParisTech, Vinci, 74 p. <http://www.chaire-eco-conception.org/fr/content/101-aperçu-de-l-agriculture-urbaine-en-europe-et-en-amerique-du-nord>

Darly, S., 2014. Des moutons dans la ville : quelles externalités environnementales des pratiques d'élevage ovin en milieu urbain ? *Pour*, 224 (4): 285-290. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0285>

Delattre, F.; Hauwuy, A.; Perron, L., 2005. The AOC label for Savoyard cheeses : past dynamics, achievements and challenges in the today's changing context (CAP, urban development). *Revue De Geographie Alpine-Journal of Alpine Research*: 119-126. http://www.persee.fr/doc/rga_0035-1121_2005_num_93_4_2375

Delfosse, C., 1999. Interaction entre territoires et qualité: l'exemple du brie. *Revue Sud-Ouest Européen*, (6): 31-40.

Delfosse, C., 2001. Les multiples facettes des cultures territoriales dans le département du Nord. *Hommes et terres du Nord*: 205-213.

Delfosse, C., 2007. Agrarisme et qualité dans l'entre-deux-guerres. La question du lait. In: P., C.; Mayaud, J.-L., eds. *Au nom de la terre. Agrarisme et agrariens, en France et en Europe, du 19e siècle à nos jours. Actes du 23e colloque de l'Association des ruralistes français,,*. Paris: La Boutique de l'histoire éditions (Collection Mondes ruraux contemporains), 155-180.

Delfosse, C., 2011. La patrimonialisation des produits dits de terroir: l'occasion d'une confrontation entre agriculteurs et citadins/nouveaux ruraux. *Anthropology of food*, 8: 153-166. <http://aof.revues.org/index6772.html>

Delfosse, C., 2014. *Le métier de crémier-fromager de 1850 à nos jours*. Boulogne: Editions de la mer du Nord, 176 p.

Delfosse, C., 2015a. L'intégration à l'INAO d'un autre secteur AOC développé : les produits laitiers. In: Wolikow, S.; Humbert, F., eds. *Une histoire des vins et des produits AOC : L'INAO, de 1935 à nos jours*. Dijon: Éditions universitaires de Dijon, 161-180.

Delfosse, C., 2015b. Villes moyennes et produits de terroir. Quatre villes à l'ombre de la métropole lyonnaise. In: Marache, C.; Meyzie, P., eds. *Les produits de terroir. L'empreinte de la ville*. Paris: Presses Universitaires de France.

Delfosse, C.; Sainte-Marie, C.; Perenzin, C., 2008. Multi-usage des territoires ruraux et agriculture. Les éleveurs caprins dans le Parc naturel régional des Bauges In: Mayaud, J.-L.; Cornu, P., eds. *Nouvelles questions agraires. Exploitants, fonction et territoires*. Paris: La bibliothèque de l'histoire, 157-182.

Diogo, R.V.C.; Buerkert, A.; Schlecht, E., 2010. Resource use efficiency in urban and peri-urban sheep, goat and cattle enterprises. *Animal*, 4 (10): 1725-1738. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000790>

Duteurtre, G.; Cesaro, J.D.; Luong, N.M., 2015. L'industrialisation de l'élevage dans les zones densément peuplées : succès et limites des politiques de relocalisation des fermes porcine au Vietnam. *5e Congrès Asie & Pacifique*. Paris (France), 9-11 sept. 2015, 2 p. <http://congresasie2015.sciencesconf.org/63022/document>

Duvernoy, I., 2002a. Espace agricole périurbain et politiques communales d'aménagement: l'exemple de l'agglomération albigeoise. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.1965>

Duvernoy, I., 2002b. Vente directe de viande bovine dans la vallée du Thoré (Tarn) : un exemple de diversification agricole en proximité urbaine. *Cahiers Agricultures*, (11): 137-143.

Fanica, O., 2008. *Le lait, la vache, le citadin, du XVIIe au XXe siècle*. Paris: Quae, 520 p.

Fleury, A.; Donadieu, P., 1997. De l'agriculture péri-urbaine à l'agriculture urbaine. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 31: 45-61. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01204863/file/C31Donadieu.pdf>

Guest, M., 2003. La ruralité des capitales balkaniques. L'exemple de Sofia. *Balkanologie. Revue d'études pluridisciplinaires*, 7 (2): 127-150. <http://balkanologie.revues.org/pdf/500>

Henderson, S.R., 2003. Agricultural Adaptation to Real Regulation on the Urban Fringe: The Chicken Meat Industry's Response to Land-use Conflict in the Western Port Region of Victoria, Australia. *Australian Geographical Studies*, 41 (2): 156-170. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8470.00202>

Henderson, S.R., 2005. Managing land-use conflict around urban centres: Australian poultry farmer attitudes towards relocation. *Applied Geography*, 25 (2): 97-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.03.001>

Hepp, I.V.J.H., 2008. The Horse in the City: Living Machines in the Nineteenth Century. *American Historical Review*, 113 (3): 844-844. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=pbh&AN=32830322&lang=fr&site=ehost-live>

Hochedez, C., 2014a. L'agriculture biologique: une agriculture au service de l'environnement local autour de Stockholm. *Pour*, 224: 275-283. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0275>

Hochedez, C., 2014b. La mise en place des politiques alimentaires locales dans la région métropolitaine de Stockholm: une gouvernance du malentendu?. *Géocarrefour*, 89 (1): 115-124. http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=GEOC_891_0115

Huang, D.; Drescher, M., 2015. Urban crops and livestock: The experiences, challenges, and opportunities of planning for urban agriculture in two Canadian provinces. *Land Use Policy*, 43: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.011>

Huet, J.; Le Guen, R.; Thureau, B.; Ruault, C., 2011. Perspectives agricoles locales et dynamiques urbaines en Pays de la Loire. *Innovations Agronomiques*, 17: 139-148. <http://www6.inra.fr/ciag/content/download/3728/35916/file/Vol17-10-Huet.pdf>

Inra; Département de recherches sur les systèmes agraires et le développement, 1996. L'agriculture dans l'espace périurbain : des anciennes aux nouvelles fonctions. Actes de l'atelier de recherches. Bergerie nationale de Rambouillet, 10 et 11 mai 1995. Bergerie nationale, Rambouillet, 146 p.

IUFN, 2015. *Nourrir les territoires de demain. Portrait des enjeux. Rapport IUFN FRANCE 2015 : Systèmes alimentaires durables pour des régions urbaines*. Paris: International Urban Food Network, 84 p. <http://alimentation-sante.org/wp-content/uploads/2015/08/rapport-IUFN.pdf>

Jarrige, F., 2004. Les mutations d'une agriculture méditerranéenne face à la croissance urbaine : dynamiques et enjeux autour de Montpellier. *Cahiers Agricultures*, 13 (1): 64-74. http://www.jle.com/fr/revues/agr/e-docs/les_mutation_dune_agriculture_mediterraneenne_face_a_la_croissance_urbaine_dynamiques_et_enjeux_autour_de_montpellier_261860/article.shtml?tab=texte

Jez, C., 2014. *La filière équine française à l'horizon 2030*. Editions Quae, 158 p.

Jouve, A.M.; Padilla, M., 2007. Les agricultures périurbaines méditerranéennes à l'épreuve de la multifonctionnalité : comment fournir aux villes une nourriture et des paysages de qualité ? *Cahiers Agricultures*, 16 (4): 311-317. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2007.0109>

Klinger, D.; Naylor, R., 2012. Searching for Solutions in Aquaculture: Charting a Sustainable Course. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 247-+. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-021111-161531>

Kuiken, T.; Fouchier, R.; Rimmelzwaan, G.; van den Brand, J.; van Riel, D.; Osterhaus, A., 2011. Pigs, poultry, and pandemic influenza: how zoonotic pathogens threaten human health. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 719: 59-66. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-0204-6_6

Labouesse, F., 1998. La construction de nouvelles relations entre monde agricole et société: une approche à partir de fêtes de la transhumance. *Ruralia. Sciences sociales et mondes ruraux contemporains*, 02: 14 p. <http://ruralia.revues.org/pdf/33>

Le Gall, P., 2013. *L'économie agricole dans l'aire urbaine d'Annecy, le cas de la filière lait et ses modes de vente*. Mémoire de M1 (Géographie). Université Lyon 2, 148 p.

Lescureux, F., 2003. *Les relations des agriculteurs au territoire au travers de la vente directe et de l'accueil à la ferme : le cas de la région des Monts de Flandres*. Doctorat (Géographie). UFR de Géographie et d'Aménagement, Université des sciences et technologies de Lille, Lille. 2 vol. 602-XII p.

Love, D.C.; Fry, J.P.; Li, X.M.; Hill, E.S.; Genello, L.; Semmens, K.; Thompson, R.E., 2015. Commercial aquaponics production and profitability: Findings from an international survey. *Aquaculture*, 435: 67-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.09.023>

Margetic, C., 2015. Des espaces naturels pour pérenniser l'activité agricole : exemple de l'EARL à Port-Saint-Père (44). Des espaces naturels pour pérenniser l'activité agricole : exemple de l'EARL à Port-Saint-Père (44). Entretien avec Bertrand Batard. *Pour*, 224: 267-273. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0267>

Marraccini, E.; Lardon, S.; Loudiyi, S.; Giacché, G.; Bonari, E., 2013. Durabilité de l'agriculture dans les territoires périurbains méditerranéens : enjeux et projets agriurbains dans la région de Pise (Toscane, Italie). *Cahiers Agricultures*, 22 (6): 517-525. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2013.0658ri>

Marty, P., 2013. *Les appropriations urbaines de la question agricole. Le cas de Brive, de 1945 à 2012*. Doctorat (Géographie - Aménagement). Université Panthéon-Sorbonne-Paris I, Paris. 609 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/99/98/57/PDF/2013-10_-_MARTY_-_Les.pdf

McClintock, N.; Pallana, E.; Wooten, H., 2014. Urban livestock ownership, management, and regulation in the United States: An exploratory survey and research agenda. *Land Use Policy*, 38: 426-440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.12.006>

Milan, B.F.; Creutzig, F., 2015. Reducing urban heat wave risk in the 21st century. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 221-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.08.002>

Nahmías, P.; Le Caro, Y., 2012. Pour une définition de l'agriculture urbaine: réciprocity fonctionnelle et diversité des formes spatiales. *Environnement urbain/Urban Environment*, 6: 1-6. <http://dx.doi.org/10.7202/1013709ar>

Nougarèdes, B., 2013. *Socio-spatial insertion modes of periurban farm building and local sociabilities : case studies of "agricultural hamlets" in the Hérault (France)*. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II, 465. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00931887>

Perucho, L.; Bazin, G.; Goussios, D., 2015. Crise économique grecque et nouvelles dynamiques agraires: l'exemple de la Thessalie orientale. *Annales de géographie*, 5 (705): 473-497. <http://dx.doi.org/10.3917/ag.705.0473>

Pfeifer, C., 2011. Le rôle de l'agriculture pour soutenir la multifonctionnalité des territoires ruraux aux Pays-Bas. *Urbia*, n°12 (juin): 67-84. http://www.unil.ch/webdav/site/ouvdd/shared/URBIA/urbia_12/chapitres_urbia_12/4_Le_role_de_l_agriculture_pour_soutenir_la_multifonctionnalite_des_territoires_ruraux.pdf

Poulot, M., 2014. L'invention de l'agri-urbain en Île-de-France. Quand la ville se repense aussi autour de l'agriculture. *Géocarrefour*, 89 (1-2): 11-19. <http://dx.doi.org/10.4000/geocarrefour.9363>

Poulot, M.; Roures, T., 2004. L'Île-de-France agro-alimentaire : vers de nouvelles relations territoriales entre IAA et agriculture ? In: Margetic, C., ed. *Dynamiques agro-industrielles et dynamiques rurales*. Arras: Artois Presses Université (Géographie), 109-131.

Quetier, F.F.; Gordon, I.J., 2003. 'Horsiculture': how important a land use change in Scotland? *Scottish Geographical Journal*, 119 (2): 153-158. <http://dx.doi.org/10.1080/00369220318737168>

Rialland-Juin, C., 2012. Usages récréatifs et agriculture en espace périurbain au nord de Nantes. http://www.projetsdepaysage.fr/usages_recreatifs_et_agriculture_en_espace_periurbain_au_nord_de_nantes#citation [consulté]:

Rouget, N., 2013. Trajectoires et stratégies agricoles dans les espaces urbains et périurbains. Entre spécialisation et conversion. L'exemple de la périphérie Sud-Est de l'agglomération lilloise. *Bulletin de l'Association de géographes français*, 90 (3): 286-302.

Schneider, L., 2014. La Ferme du Bonheur, une réponse au contexte urbain et social de Nanterre. *Pour*, 224: 247-254. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0247>

Serrano, J.A.S., 2015. Agricultura periurbana, parques naturales agrarios y mercados agropecuarios locales: una respuesta territorial y productiva a la subordinación del campo a la ciudad. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, 19. <http://revistes.ub.edu/index.php/ScriptaNova/article/viewFile/15107/18310>

Smit, J.; Ratta, A.; Nasr, J., 1996. Urban agriculture: Food, jobs and sustainability. *Urban Agriculture: Food, Jobs, and Sustainable Cities*. New York: United Nations Development Programme 1-31. <http://www.jacsmit.com/book/Chap02.pdf>

Smith, J.; Jehlicka, P., 2013. Quiet sustainability: Fertile lessons from Europe's productive gardeners. *Journal of Rural Studies*, 32: 148-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.05.002>

Sneeringer, S.E., 2011. Effects of Environmental Regulation and Urban Encroachment on California's Dairy Structure. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 36 (3): 590-614. <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/119182/2/JARE%2cDec2011%2c%2010%2c%20Sneeringer.pdf>

Soulard, C.-T., 2014. Les agricultures nomades, une caractéristique du périurbain. *Pour*, (4): 151-158. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0151>

Soulard, C.-T.; Thureau, B., 2009. Les exploitations agricoles périurbaines: diversité et logiques de développement. *Innovations Agronomiques*, 5: 27-40.

Taylor Lovell, S., 2010. Multifunctional urban agriculture for sustainable land use planning in the United States. *Sustainability*, 2 (8): 2499-2522. <http://dx.doi.org/10.3390/su2082499>

Testard, P., 2014. *L'élevage caprin en Isère : étude géographique d'une production fermière polymorphe à forte valeur culturelle*. Mémoire de master 2 recherche. Université de Lyon 2 165 p.

Torre, A.; Melot, R.; Bossuet, L.; Cadoret, A.; Caron, A.; Darly, S.; Jeanneaux, P.; Kirat, T.; Vu Pham, H., 2015a. Méthodologie d'évaluation et d'analyse des conflits dans les espaces ruraux et périurbains. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 65 (65): 37-48. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01222759>

Torre, A.; Pham, V.H.; Simon, A., 2015b. The ex-ante impact of conflict over infrastructure settings on residential property values: The case of Paris's suburban zones. *Urban Studies*, 52 (13): 2404-2424.

Tribol, R., 2017. Urban pastoralism as environmental tool for sustainable urbanism in Romania and Eastern Europe. *Procedia Environmental Sciences*, International Conference - Green Urbanism, GU 2016 (à paraître).

Tritz, Y., 2013. *Développement territorial et valorisation en circuit court des ressources énergétiques locales. Vers des systèmes énergétiques agri-territoriaux ?* Doctorat Nouveau Régime. Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art et Tourisme, Université Lumière Lyon 2. http://theses.univ-lyon2.fr/documents/lyon2/2013/tritz_y

Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>

Tyson, R.V.; Simonne, E.H.; Treadwell, D.D.; White, J.M.; Simonne, A., 2008. Reconciling pH for Ammonia Biofiltration and Cucumber Yield in a Recirculating Aquaponic System with Perlite Biofilters. *HortScience*, 43 (3): 719-724. <http://hortsci.ashspublications.org/content/43/3/719.abstract>

Tyson, R.V.; Simonne, E.H.; White, J.M.; Lamb, E.M., 2004. Reconciling water quality parameters impacting nitrification in aquaponics: the pH levels. *Proc. Fla. State Hort. Soc.*, 79-83. <http://fshs.org/proceedings-o/2004-vol-117/079-083.pdf>

Vallerand, F.; Dubeuf, J.-P.; Tsiboukas, K., 2007. Le lait de brebis et de chèvre en Méditerranée et dans les Balkans : diversité des situations locales et des perspectives sectorielles. *Cahiers Agricultures*, 16 (4): 258-264. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2007.0111>

van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>

Vandenbroucke, P., 2013. *Transformation de l'unité de production agricole: d'une exploitation sectorielle à une exploitation agricole territoriale. Exploitations agricoles, agriculteurs et territoires dans les Monts du Lyonnais et en Flandre intérieure de 1970 à 2010*. Thèse de Doctorat (Géographie, Aménagement et Urbanisme). Université Lumière-Lyon II, Lyon. 607 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00841572/file/ThA_se_P._Vandenbroucke_version_informatique.pdf

Vargas, L., 2013. La ferme intercommunale des Maquis. *Pour*, 220: 163-171. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.220.0163>

Vial, C.; Perrier-Cornet, P.; Soulard, C., 2011. Le développement des équidés de loisir en France : quels impacts sur les espaces ruraux et périurbains? *Fourrages*, (207): 165-172. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1845&statut=0>

Vial, C.; Wanneroy, A.; Le Velly, R., 2015. Quand le cheval contribue au dynamisme des territoires : analyse de projets locaux innovants entrepris par des collectivités françaises. *Monde du Tourisme*, Cheval, tourisme & sociétés, Sylvine Pickel-Chevalier et Rhys Evans (dir.) (hors-série Juin): 161-171. <http://www.tourisme-espaces.com/doc/9377.quand-cheval-contribue-dynamisme-territoires-analyse-projets-locaux-innovants-entrepris-collectivites-francaises.html>

Voigt, K.A., 2011. Pigs in the backyard or the barnyard: removing zoning impediments to urban agriculture. *Boston College Environmental Affairs Law Review*, 38 (2 - Learning From Disaster: Lessons for the Future - Article 14): 537-566. <http://lawdigitalcommons.bc.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1699&context=ealr>

Ward, J.D.; Ward, P.J.; Mantzioris, E.; Saint, C., 2014. Optimising diet decisions and urban agriculture using linear programming. *Food Security*, 6 (5): 701-718. <http://dx.doi.org/10.1007/s12571-014-0374-0>

Zasada, I., 2011. Multifunctional peri-urban agriculture-A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy*, 28 (4): 639-648. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>

6.9. Conclusion : La coexistence d'une diversité de systèmes d'élevage offre des perspectives d'avenir aux territoires français et européens

Dans ce chapitre, nous avons proposé une typologie de territoires d'élevage européens, fondées sur la diversité des bouquets de services qu'ils fournissent (Chap 6.1). Cette cartographie des territoires d'élevage européens distingue six types de territoires d'élevage: (i) les territoires peu herbagers et à haute densité animale, (ii) les territoires herbagers denses, (iii) moyennement denses et (iv) peu denses, (v) les territoires où cohabitent cultures et élevage, auxquels s'ajoutent (vi) les territoires à faible densité animale qui n'ont pas été étudiés. Le cheptel européen est assez équitablement réparti entre les territoires « à haute densité animale peu herbagers », les territoires « herbagers » et les territoires de « cohabitation entre cultures et élevage ». La variabilité des performances économiques est souvent plus forte entre OTEX⁶¹ (en lien avec la part de monogastriques dans le territoire par exemple) qu'entre territoires pour une même OTEX. Cette cartographie permet de visualiser les cinq grands types de territoires d'élevage qui ont servi de base à l'analyse des compromis entre services. Elle se heurte néanmoins à deux limites principales : i) l'analyse est basée sur la SAU, certaines territoires européens se trouvent alors à haute densité animale alors que leur surface est principalement dédiée à la forêt (exemple des Landes ou de la Norvège) et ii) comme pour d'autres cartographies de services, le maillage NUTS3 est trop large pour illustrer la coexistence de différents systèmes d'élevage au sein des territoires, en particulier dans le cas de territoires où cohabitent cultures et élevage.

Les cas d'études présentés dans les chapitres 6.2 à 6.8 illustrent par des exemples concrets la diversité des systèmes d'élevage qui coexistent dans les différents territoires français et européens. Ils mettent certains territoires d'élevage français en regard de territoires emblématiques européens. Ces cas d'études décrivent des systèmes d'élevage dominants, et considèrent aussi des systèmes alternatifs, dits « de niche » qui peuvent permettre de nuancer les bouquets de services et d'ouvrir des perspectives pour ces territoires. L'analyse de ces cas d'études illustre les trois types de territoires dominants de la cartographie européenne. Les territoires « à haute densité animale » se caractérisent par un bouquet de service fortement déséquilibré en faveur de hauts niveaux de production et d'emploi avec une faible fourniture de services de qualité environnementale. Les territoires « herbagers » recoupent des territoires à différentes niveaux de densité animale, haute, moyenne et faible avec des situations où une dynamique politique très favorable à l'élevage laitier herbager ouvre des perspectives aux zones AOP Massif Central ou la Franche-Comté de montagne et systèmes transhumants, ainsi que des zones humides qui illustrent le cas de territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages.

Enfin, dans les territoires « où cohabitent cultures et élevage » le niveau de services fournis est modéré du fait d'une faible présence de l'élevage. Le cas émergent des échanges céréaliers-éleveurs pour réintégrer élevage et cultures au niveau du territoire est évoqué lorsque les exploitations ont été spécialisées.

Les autres cas d'étude présentés analysent des systèmes alternatifs qui fournissent des bouquets de services plutôt équilibrés même s'ils sont insérés dans des contextes pédoclimatiques et socio-économiques particuliers.

Les territoires « à haute densité animale »

Les territoires à « haute densité animale » sont illustrés par le cas de la Bretagne, de l'Allemagne et de la Catalogne (6.4.). Le bouquet de service s'y caractérise par une productivité élevée par unité de surface et par unité de travail avec un recours important à des intrants en particulier pour l'alimentation des animaux. La consommation d'engrais chimiques est relativement limitée du fait de la valorisation des déjections animales, jusque-là considérées comme des déchets. Des plans d'épandages collectifs se mettent en place suite à la Directive Nitrates pour améliorer la situation. Ce compromis entre hauts niveaux de production animale et environnement se retrouve en Catalogne avec des élevages hors sols très insérés dans les filières et des plans d'épandage collectifs offrent des opportunités pour limiter les pollutions. Dans ces zones, la recherche et le développement tentent aussi de limiter les pollutions par des avancées technologiques comme la séparation de phases des lisiers ou encore des progrès important pour réduire les taux d'azote dans l'alimentation animale. Les impacts environnementaux locaux liés aux émissions de nitrate, de phosphore et d'ammoniac associées à la

⁶¹ Orientation Technico-économique des Exploitations agricoles

gestion des déjections animales, constituent une limite importante de ces systèmes malgré ces améliorations depuis 10 ans. Au niveau régional, que ce soit en Bretagne ou en Catalogne, l'élevage contribue significativement à l'activité économique et à l'emploi ce qui favorise son acceptabilité locale. Compte-tenu du type d'élevage le nombre d'emplois indirects est assez élevé, en particulier dans l'aval des filières.

Les territoires « herbagers »

Les territoires « herbagers » mettent en avant des bouquets de services diversifiés ayant en commun des systèmes d'élevage mobilisant une grande diversité de prairies permanentes, important réservoir de biodiversité. Ces territoires offrent des niveaux de production moindres mais dans de nombreux cas des produits de qualité labellisés permettant une meilleure valorisation économique et des services culturels. Le cas d'étude 6.2. sur les territoires AOP de montagne, illustre la nécessité de considérer les liens entre la nature de la gouvernance des filières et la nature des services fournis. Ceci est en accord avec le cas d'étude 6.6. mentionnant des élevages en zones humides ou difficiles mais favorisant le maintien de la biodiversité notamment par la préservation de prairies permanentes, d'intérêt écologique. Ainsi, les cas 6.2. et 6.6. ne priorisent pas les niveaux de production et la productivité des prairies mais considère aussi leur intérêt environnemental et social ainsi que les dynamiques territoriales liées aux fromages AOP. Des services patrimoniaux liés au tourisme, à l'esthétique du paysage, au maintien de races locales sont à citer en complément des services de gastronomie. Dans ces zones, en particulier dans le Massif central, la création d'emplois directs et indirects liés à l'élevage est un pilier de la vitalité rurale et représente une part importante des emplois créés localement. Il apparaît néanmoins quelques signaux faibles mais inquiétants d'essoufflement des modèles que ce soit pour le panier de biens et de services équilibré offert par l'AOP Laguiole ou pour le « modèle de système productif local » de l'AOP Comté. Dans le Massif central, le prix du foncier est un enjeu dans certaines zones du fait de la logique d'attribution des primes.

Les territoires « où cohabitent cultures et élevage »

Les territoires « où cohabitent cultures et élevage » (chapitre 6.5.) permettent de fournir des bouquets de services équilibrés permettant une agriculture productive et respectueuse de l'environnement. Les complémentarités entre élevage et cultures, via notamment le recouplage des cycles des nutriments, limiteraient les pertes d'azote, de phosphore et de carbone vers l'environnement. Néanmoins, contrairement à l'idéal théorique d'intégration cultures-élevage, de nombreuses exploitations de polyculture-élevage en contexte pédoclimatique favorisé fonctionnent dans une logique d'économies d'échelles en juxtaposant atelier d'élevage et de grandes cultures limitant les intérêts environnementaux attendus (Lorraine). En revanche dans des zones défavorisées, des exploitations de polyculture-élevage favorisant la dimension environnementale par des trajectoires autonomes ont des charges moindres mais un niveau de production et une marge brute globale moindres que des exploitations spécialisées en élevage. De grandes questions se posent quant au maintien de la polyculture-élevage face à i) la tendance à la diminution de la main-d'œuvre disponible en agriculture et les contraintes spécifiques liées à l'élevage (Montmorillonais), et ii) la perte de compétences liées à l'arrêt de l'élevage dans les exploitations et dans certains territoires (Picardie), iii) la compétitivité relative de l'élevage souvent faible face à celle des grandes cultures (Tarn-Aveyron) et iv) le manque d'attractivité de certaines filières (volailles vs ruminants). Dans beaucoup de cas, la charge de travail en exploitation de polyculture-élevage est très élevée, en particulier du fait d'une organisation nécessitant de gérer à la fois l'atelier d'élevage et de cultures. Le repli observé résulte en général d'un déficit de main d'œuvre et/ou d'organisation du travail au sein des filières qui a conduit certains acteurs à se mobiliser autour du maintien de l'élevage et de ses atouts (Picardie). Dans certaines zones néanmoins, le maintien des exploitations de polyculture-élevage ou de poly-élevage a été favorisé par la présence de cahiers des charges bien établis et de mécanismes de labellisation (SIQO) qui ont engendré une rémunération de la qualité des produits et permis le maintien d'une identité territoriale et d'un tissu rural importants (Bresse).

Des systèmes alternatifs, sources d'inspirations pour les systèmes dominants ?

L'Irlande, un secteur laitier redevenu attractif grâce à un contexte politique en faveur de l'élevage.

Le cas de l'Irlande est un exemple pertinent de la relance du secteur laitier en capitalisant sur les ressources locales, en l'occurrence l'herbe. Sous la contrainte des bailleurs internationaux, le gouvernement a mis en place une stratégie de reconquête économique basée sur ses atouts, compétences et richesses naturelles. C'est ainsi que l'agriculture, et plus spécialement l'élevage, a été propulsé secteur d'avenir pour l'économie irlandaise, avec de fortes ambitions de croissance à l'exportation. Même si l'intensification de prairies temporaires pourrait à

terme limiter le maintien d'une certaine biodiversité et causer des excès d'azote, ce modèle apparaît pour le moment un succès et a permis d'attirer de jeunes éleveurs bien formés dans le secteur laitier.

A l'instar des échanges céréaliers-éleveurs dans le bassin Tarn-Aveyron permettaient de bénéficier des intérêts environnementaux de la polyculture-élevage dans des zones où les exploitations sont spécialisées. Une réintégration des cultures et des élevages au moyen d'échanges directs entre exploitations spécialisées a été étudiée dans le bassin Tarn-Aveyron. Cette polyculture-élevage locale peut passer par des coopératives et pourrait être une voie envisageable tant du point de vue de la production que de services économiques, environnementaux et sociaux. Cette alternative se heurte toutefois à des contraintes logistiques et sociales quant aux échanges de matière organique entre exploitations.

La méthanisation en Allemagne ouvre des perspectives de recyclage en zone de haute concentration animale. La production d'énergie par méthanisation constitue une voie de diversification pour les exploitations en assurant/garantissant un revenu complémentaire aux activités agricoles. Il est important de mentionner que cette nouvelle activité s'est développée dans un contexte politique favorable répondant à une demande sociétale forte pour l'abandon du nucléaire et le développement des énergies renouvelables. L'acceptabilité sociale de cette technologie tend à se réduire en raison de son très fort développement et d'interrogations relatives aux possibles effets négatifs liés à une conversion possible des prairies en cultures dédiées au biogaz, ce qui pourrait, à terme, avoir un impact fort sur la qualité de l'eau, l'acidification, la biodiversité et la valeur paysagère. En ce sens, la méthanisation de prairie permanente est envisagée comme solution de conservation des prairies.

Des productions labellisées de qualité offrent des alternatives aux consommateurs.

La diversification des systèmes de production (conséquence des principes de base de l'AB) permet le développement d'une économie de gamme (large éventail de produits proposés à l'acheteur), avec des impacts très favorables en termes de satisfaction du consommateur, de maintien de valeur ajoutée sur le territoire, de production locale (impact du transport réduit), voire de préservation de la biodiversité et des paysages.

Les produits de qualité comme les labels rouges possèdent des spécificités organoleptiques et nutritionnelles favorables et une image favorable pour le consommateur (produit « traditionnel », gastronomie, bien-être animal). Via des compensations (ex : plus de CH₄ entérique et moins de N₂O en l'absence d'engrais azotés de synthèse), les indicateurs environnementaux peuvent rester positifs, surtout si l'on utilise des unités fonctionnelles spécifiques (€ de produit). En revanche, la surface agricole nécessaire par kg de viande produite est supérieure aux standards, sachant qu'il est nécessaire de prendre en compte l'intégralité des surfaces utilisées, y compris les surfaces externes, en particulier en conventionnel.

L'élevage urbain et péri-urbain répond à des questions sociétales concernant la relocalisation de la consommation.

L'élevage est souvent considéré absent des zones urbaines et périurbaines ; pourtant, des questions nouvelles émergent en lien avec les questions sociétales par rapport à l'élevage et le fait qu'il soit souvent repoussé loin des villes. En l'occurrence, dans les villes se redéveloppent des élevages de 'fond de cour' à l'initiative de collectivités territoriales distribuant par exemples des poules aux ménages pour recycler les déchets. Le bénéfice principal de ce type d'agriculture est lié à la production de denrées alimentaires à proximité des consommateurs mais aussi à un lien à l'animal, par exemple dans les parcs où des ruminants ont été réintroduits pour l'entretien. Néanmoins une tension liée aux risques sanitaires, aux nuisances olfactives et au bruit lié à l'élevage entrent en conflit avec les services d'approvisionnement potentiels. La volonté de produire proche tend aussi à favoriser le maraîchage au détriment d'autres formes d'agriculture dont l'élevage qu'il soit productif ou de loisir.

* *
*

L'analyse des bouquets de services fournis par l'élevage dans les cas d'étude du chapitre 6 permet de repositionner les territoires d'élevage dans les six formes-clefs d'élevages (cf. chapitre 2) (figure 6.9.1). Dans de nombreux territoires, le déséquilibre actuel entre la capacité des écosystèmes à produire et la charge animale qui leur est attribuée est à l'origine de nombre des impacts négatifs environnementaux cités précédemment. Ainsi, dans les zones européennes à très haute densité animale, telles que la Bretagne, la Catalogne ou le Nord de l'Allemagne, une charge animale trop élevée conduit à des pollutions de l'eau par les nitrates et des émissions

d'ammoniac même si cette concentration permet de hauts niveaux de production et la création d'emplois. A l'inverse dans des zones où l'élevage est concurrencé par les grandes cultures, la simplification des systèmes et le manque de fertilisation organique a conduit à des appauvrissements de la qualité des sols et une concurrence sur la ressource en eau avec comme corollaire de la disparition de l'élevage des niveaux de production faibles et une diminution de la vitalité rurale. Enfin, dans les territoires herbagers, de nombreux services de qualité environnementale et culturels sont liés à des systèmes d'élevage liés à l'herbe, en particulier dans le cas de zones AOP aussi porteurs de lien social au niveau des territoires. Pourtant, les niveaux de production et le nombre d'emplois créés y sont moindres. De manière générale, la question du prix du foncier remet en question l'élevage dans les territoires français et européens.

En l'occurrence, on peut observer qu'un renforcement du lien au sol des élevages par une recherche d'autonomie alimentaire des animaux permet d'obtenir des systèmes moins dépendants des intrants – exemple d'exploitations de polyculture-élevage. Néanmoins pour passer à des formes d'élevage plus inscrites dans des dynamiques territoriales plutôt que dans des systèmes alimentaires mondiaux, des gouvernances spécifiques doivent être mises en place. On retrouve alors des systèmes très insérés dans leur territoire par des productions sous labels de qualité ou certifiés en Agriculture Biologique ou encore des démarches territoriales d'échanges entre céréaliers et éleveurs pour favoriser l'insertion de l'élevage dans le territoire. On observe sur la figure 6.9.1 une large diversité des systèmes alternatifs proposés. Ces cas d'étude offrent un panel d'exemples de réussite française ou européenne qui même si elles ont été développées dans des contextes particuliers peuvent être des sources d'inspiration prometteuses pour favoriser une forte modernisation écologique de l'élevage français, qui sera développée dans le chapitre 7.

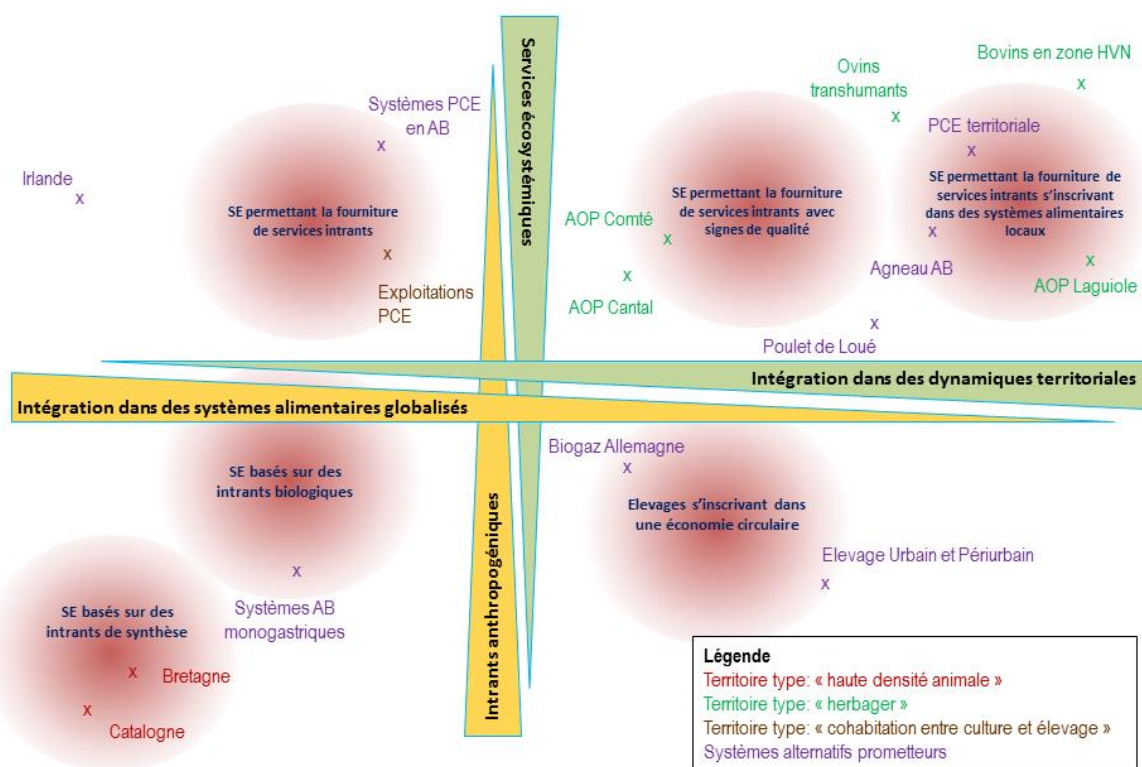


Figure 6.9.1: Positionnement des cas d'étude du chapitre 6 dans les six formes-clefs d'élevages (SE) proposées dans le chapitre 2, adapté de Duru *et al.* 2016. Les formes d'élevage sont plus ou moins basées sur les services écosystémiques ou les intrants de synthèse (axe des ordonnées) et plus ou moins inscrites dans des systèmes alimentaires mondiaux et les dynamiques territoriales (axe des abscisses)

Chapitre 7

Synergies, antagonismes et compromis entre services rendus par l'élevage : des connaissances scientifiques aux leviers d'action

Coordinateurs :

Bertrand Dumont, Julie Ryschawy

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

Introduction	910
7.1. Mise en lumière des principaux antagonismes et synergies entre services rendus par l'élevage	912
7.2. Bouquets de services et compromis dans les grands types de territoires d'élevage	919
7.3. Modélisations globales et scénarios prospectifs	951
7.4 Conclusion	956

Introduction

Après un panorama européen des consommations de produits animaux, des productions et filières de transformation, ainsi que des échanges intra-UE et avec le reste du monde (chapitre 1), nous avons analysé les impacts et services rendus par l'élevage et ses produits autour de quatre enjeux principaux : les flux de matières et d'énergie, le changement climatique, l'usage des terres et la biodiversité, et les facteurs économiques et sociaux : création et distribution de valeur, travail et emploi, rôles patrimoniaux et culturels, consommation, santé et bien-être animal (chapitre 5). Ceci a permis d'identifier les mécanismes qui expliquent les combinaisons entre services à l'origine des synergies et des compromis à trouver à l'aune de leurs déterminants biophysiques et de la négociation sociale. La santé humaine constitue un cinquième enjeu, non traité en tant que tel, mais abordé au travers la question des caractéristiques en acides gras des produits selon le mode d'alimentation des animaux (chapitre 2), et des émissions polluantes vers l'atmosphère et l'hydrosphère (chapitre 4). Les liens entre les filières, l'environnement, les régimes alimentaires et la santé humaine ont été formalisés (Sabate *et al.*, 2016) et présentés de manière synthétique dans le rapport (chapitre 2).

Dans le chapitre 6, nous avons contextualisé les « bouquets de services » fournis par l'élevage et les filières animales dans les principaux territoires français d'élevage, et quelques territoires européens complémentaires (Encadré 1). Sept cas-types (et leurs déclinaisons) ont permis de mettre en lumière de forts contrastes entre bouquets de services selon les territoires, et les plus fréquentes interactions entre services. Une cartographie de l'ensemble des territoires Européens a aussi été réalisée à l'échelle NUTS3, qui en France correspond à l'échelle des départements. Chaque territoire a été caractérisé par sa densité animale globale (en UGB totaux par hectare de SAU totale) et par la contribution des surfaces toujours en herbe à la SAU. Ceci permet de caractériser l'importance relative en termes de surfaces, volumes produits, etc. de cinq des sept cas-types précités : les territoires à forte concentration animale, les territoires herbagers à forte, moyenne ou faible présence animale, et les territoires où de cohabitation entre cultures et élevage. Les deux cas-types restants, systèmes valorisant une image positive des produits et élevage urbain et péri-urbain, peuvent quant à eux se développer dans différents types de territoire. Les principales variables socio-économiques (excédent brut d'exploitation, taux d'endettement, contribution des aides au revenu agricole) ont été calculées et analysées pour les systèmes herbivores et monogastriques de chacun de ces territoires. La représentation synthétique de ces territoires sous forme de « granges » permet de visualiser les complémentarités et les antagonismes qui les caractérisent (Chapitres 2 & 6). Ces différents chapitres ont permis de dresser un état des lieux des bouquets de services fournis par l'élevage en France et en Europe.

La nécessité de produire « autrement », c'est-à-dire en utilisant moins d'intrants de synthèse afin de limiter l'empreinte environnementale des systèmes d'élevage fait aujourd'hui consensus. A terme, l'application du concept de services rendus par l'élevage aux territoires et la prise en compte des compromis que cela suppose doit permettre de passer d'une littérature académique (Bennett *et al.*, 2009 ; Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014 ; Rodriguez *et al.*, 2006 ; Seppelt *et al.*, 2011) à des outils opérationnels. L'enjeu pour améliorer les bouquets de services fournis par l'élevage est de proposer aux différentes parties prenantes d'un territoire des leviers d'action et des modes de gouvernance pour optimiser les services fournis par l'élevage, en se préoccupant du long terme.

Encadré 1: Du concept de services écosystémiques aux « bouquets de services » rendus par l'élevage

Le concept de services écosystémiques considère « les bénéfices fournis à la société par les écosystèmes ». Les services écosystémiques sont ainsi un concept interdisciplinaire né à l'interface entre économie et écologie (Costanza et al., 1997). Définis à l'interface entre écologie et économie, les services écosystémiques appréhendent au départ les services rendus « spontanément » par des écosystèmes naturels (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005), les bénéficiaires n'étant pas toujours aisément identifiables.

Zhang et al. (Zhang et al., 2007), et différents auteurs après eux (Kremen and Miles, 2012; Le Roux et al., 2008 ; Power, 2010), ont adapté le concept de services écosystémiques au cas des agroécosystèmes, en identifiant des « services intrants » fournis par les écosystèmes à l'agriculture (teneur en matière organique des sols, biodiversité auxiliaire des cultures, ...) et des « services extrants » fournis par les agroécosystèmes à la société, par exemple les services de régulation du climat ou l'esthétique des paysages. L'éleveur est ainsi reconnu en tant que fournisseur de services de différentes natures à la société.

Enfin, lorsqu'on considère les services rendus par des agents économiques, qui supposent une relation d'intentionnalité entre des fournisseurs prestataires, on utilise le terme de « services environnementaux » en l'occurrence les éleveurs et les acteurs des filières animales, et différents bénéficiaires (Aznar et al., 2007). Trois entités et trois types de relations ont été identifiées: le prestataire (les éleveurs dans le cadre de cette expertise), l'usager ou bénéficiaire (par exemple le randonneur bénéficiant de l'esthétique des paysages façonnés par l'élevage) et le bien support (le sol, le paysage, etc.) (Aznar et al., 2007). Il se dessine alors un triangle mettant en évidence les trois relations : une relation de service entre le prestataire et l'usager qui passe par une intervention du prestataire sur le bien support. La relation entre l'éleveur et le bénéficiaire correspond aux services fournis à la société par les éleveurs (Gadray, 1996). Des commanditaires peuvent intervenir de manière indirecte dans ces relations en finançant une prestation de service (Mesure agro-environnementale par exemple comme Prime Herbagère Agro-environnementale incitant l'éleveur à maintenir des prairies permanentes).

Plus récemment, en mobilisant ces différents cadres conceptuels, Ryschawy et al. ont décliné le concept de services écosystémiques aux territoires d'élevage français (Ryschawy et al., 2015). Ils ont alors considéré des biens et services environnementaux, économiques et sociaux au sens large, à l'instar de Lynch et al. (Lynch et al., 2014). Leur approche intégrait les services écosystémiques de qualité environnementale et culturels mais aussi des services dits de vitalité territoriale (emploi, maintien d'un tissu rural), essentiels quand on considère l'élevage en France. De plus, les services d'approvisionnement étant basés en partie sur des intrants, ils ne sont pas considérés comme des services écosystémiques au sens strict. Pour rappel, dans cette ESCo, nous parlons de biens et services rendus par l'élevage au sens large et pas uniquement de services écosystémiques.

Ces différents courants épistémologiques considèrent le service en un sens positif. Il reste néanmoins essentiel de considérer que la reconnaissance des services fournis par l'élevage à la société n'occulte pas la nécessité d'examiner également ses impacts négatifs. Les dysservices (ou nuisances, terme utilisé dans l'Efese¹) correspondent à l'attribution par le socio-système d'une valeur négative à certaines fonctions ou structures écosystémiques, et aux externalités négatives de la gestion des écosystèmes. Les services sont alors définis comme la résultante de l'attribution par le socio-système d'une valeur positive à certaines fonctions ou structures écosystémiques. Pour cela, il est nécessaire de ne pas considérer les différents services indépendamment les uns des autres du fait des interactions entre les différents processus écologiques (Bennett et al., 2009 ; Geertsema et al., 2016; Rodriguez et al., 2006). Le cadre des « bouquets de services » mobilisé dans cette ESCo permet de considérer la coexistence d'effets positifs et négatifs de l'élevage à un instant donné sur un territoire donné (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Ce cadre permet de considérer un territoire en prenant en compte que les services sont en interrelation et que sa gestion ne permet pas d'atteindre des hauts niveaux de services dans tous les domaines. L'inventaire des couplages possibles au sein du système socio-écologique permet d'identifier le panier de biens et le bouquet de services qu'il est possible d'atteindre au niveau des exploitations et des territoires considérés ; cette approche fait émerger l'importance d'une approche socio-technico-écologique (Lescourret et al., 2015).

¹ Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-evaluation-francaise-des-47271.html>

Ainsi, dans ce chapitre, nous capitalisons sur les analyses présentées dans les chapitres précédents pour proposer des leviers d'action permettant d'améliorer les bouquets de services rendus par l'élevage. Nous discutons des principales voies d'amélioration pour les exploitations d'élevage, les filières et les territoires, sous l'angle des complémentarités entre exploitations, des compromis entre services. Nous synthétiserons tout d'abord des travaux de cartographies de services, principalement écosystémiques, en France et en Europe pour mettre en lumière des antagonismes et synergies entre services communément retrouvés dans la littérature. Nous reviendrons ensuite sur les bouquets de services fournis par l'élevage dans les trois types de territoires du chapitre 6 mettant en jeu des compromis différents : les territoires à haute densité animale, les territoires herbagers, analysés ici dans leur diversité, et les territoires de cohabitation entre cultures et élevage. Nous appréhenderons ainsi la situation actuelle (*ce qui est*), comme support pour proposer des leviers d'action tant techniques qu'organisationnels pour équilibrer les bouquets de services fournis par l'élevage et ainsi améliorer sa durabilité (*ce qui pourrait être*). Du fait de l'importance de considérer les voies de progrès à différentes échelles, nous envisagerons pour chacun des trois types de territoires, des leviers d'actions seront au niveau des exploitations d'élevage puis au niveau du territoire, en considérant l'intérêt de la coexistence de systèmes d'élevage complémentaires pour favoriser la modernisation écologique des systèmes et des territoires d'élevage. La dernière section de ce chapitre traitera de scénarios prospectifs à l'échelle nationale, européenne ou globale. L'intérêt de ces scénarios est d'explorer de possibles futurs pour l'élevage, en réponse au changement climatique et aux grandes évolutions des modes de production et de consommation en lien avec les attentes sociétales, et de dresser un panorama des options disponibles pour le choix politique.

7.1. Mise en lumière des principaux antagonismes et synergies entre services rendus par l'élevage

Différentes initiatives visant à caractériser et à cartographier les services et les relations entre services ont récemment vu le jour à travers l'Europe (principalement depuis 2010). Ces travaux portent principalement sur les services écosystémiques au sens strict. Certains auteurs considèrent aussi des agroécosystèmes comme fournisseurs de services écosystémiques (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), mais le plus souvent pas explicitement. En particulier, le service de production animale est souvent considéré comme un service écosystémique alors qu'il est souvent en grande partie basé sur des intrants extérieurs à l'agroécosystème considéré (Duru and Therond, 2015). Ainsi, dans certaines études, le service de production est quantifié par la densité animale d'animaux d'élevage conduits hors bâtiments (Jopke *et al.*, 2015), ce qui est très loin du réel service de production prenant en compte l'utilisation d'intrants comme défini dans cette expertise. Seule l'étude de Ryschawy *et al.* définit les services rendus par l'élevage dans un sens large, considérant à la fois les services écosystémiques et la part des services liés à l'utilisation d'intrants (Ryschawy *et al.*, 2015). Malgré les implicites sur l'usage du concept de service au sens large ou service écosystémique appliqué aux agroécosystèmes, nous mobiliserons dans cette partie les travaux de cartographie sur les services écosystémiques qui apportent à la réflexion plus générale sur les services et impacts rendus par l'élevage, que nous menons dans le cadre de cette expertise rendus par l'élevage. Quantifier les services fournis par les écosystèmes et les agroécosystèmes (dont les systèmes d'élevage) est un moyen de reconnaître les services fournis par certaines formes d'élevage à la société (la séquestration du carbone, l'entretien du paysage, etc.) et de mieux les rémunérer, ce qui aura pour conséquence d'accroître la compétitivité de certaines filières. Localiser les services est aussi un moyen de considérer la production conjointe de services créant des antagonismes ou des synergies (Encadré 2) et de cibler l'action publique avec des politiques d'aménagement ciblées. Les cartographies de services, et plus souvent de services écosystémiques, ont été réalisées à des échelles allant de la petite région agricole jusqu'au pays ou à l'Europe entière. Elles représentent l'état actuel de la situation à un grain d'analyse large qui traduit les impacts du « système dominant », mais masque la diversité des systèmes d'élevage, les systèmes alternatifs existant le plus souvent à l'état de niches (Chapitre 2).

De plus, les études traitant des bouquets de services, à l'instar de Raudsepp-Hearne (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), restent minoritaires en comparaison de celles où seuls un ou deux services sont étudiés (Seppelt *et al.*, 2011 ; Tancoigne *et al.*, 2014). Les effets négatifs de l'élevage sur l'environnement ont été largement médiatisés depuis le rapport de la FAO « Livestock's Long Shadow » (FAO *et al.*, 2006). Ces analyses sont

majoritairement quantitatives et ont tendance à négliger les services liés à la vitalité territoriale et les services culturels, même si leur importance est parfois soulignée (Barnaud and Antona, 2014 ; Beudou *et al.*, 2016 ; Chan *et al.*, 2012). Les effets sociaux de l'élevage en terme de vitalité territoriale (création d'emploi dans les exploitations, le conseil et les filières, maintien d'un tissu rural) et culturels sont pourtant essentiels pour la transition agrécologique des systèmes et des territoires d'élevage, tant ceux qui concernent les éleveurs (attractivité du métier, qualité de vie, etc.), que les consommateurs (consentement à payer, satisfaction des besoins socio-culturels, des exigences éthiques, etc.). C'est pourtant l'ensemble de ces effets qui doit être mis en balance pour favoriser la transition vers des systèmes d'élevage et des territoires agroécologiques (chapitre 6).

L'approche par compromis implique en particulier de regarder à la fois la concomitance spatiale entre services (par exemple entretien des paysages et loisirs pédestres), leurs interactions (production et biodiversité), les facteurs de changement liés à la gestion des systèmes et des territoires ou à des facteurs exogènes (chocs du marché, changement climatique...) et leur réversibilité. Dans le cas fréquent où l'augmentation d'un service est contrebalancée par la diminution d'un autre service, le compromis qui en résulte est jugé différemment selon les acteurs (Sagoff, 2011). Des solutions convergentes ont plus de chances d'apparaître lorsqu'elles sont le résultat d'une négociation collective, par rapport à une situation où seuls les intérêts individuels et les rapports de force primeraient (Berthet *et al.*, 2012 ; Groot *et al.*, 2010 ; Howe *et al.*, 2014). Daw *et al.* identifient cependant des compromis « tabous » lorsque des valeurs moralement incommensurables, par exemple la biodiversité ou les valeurs culturelles entrent en jeu (Daw *et al.*, 2015). Au niveau politique, les compromis dans la gestion de la fourniture de services (séquestration du carbone, qualité de l'eau et de l'air, paysages) peuvent être facilités en utilisant des subventions et des réglementations. Celles-ci seront décrites et discutées dans le chapitre 8. Malgré ces limites méthodologiques, les travaux de cartographies présentés ci-après permettent néanmoins de mettre en lumière des antagonismes et synergies retrouvés communément au niveau des territoires européens.

Encadré 2: Définition des termes antagonismes, synergies et compromis entre services dans l'ESCo

Dans la littérature internationale, l'usage des termes synergies et antagonismes renvoie à deux grands ensembles de travaux : i) ceux où les relations entre services, principalement écosystémiques, sont analysées sous l'angle biophysique (on traite alors d'antagonismes ou des synergies), et ii) ceux où les services sont abordés sous l'angle des préférences des acteurs (on traite alors de compromis et d'arbitrages).

Dans cette expertise collective, lorsque la fourniture d'un service est pénalisée par celle d'un autre service, nous parlerons d'antagonisme. Dans le cas inverse, lorsque la fourniture d'un service est favorisée par celle d'un autre service, nous parlerons de synergie. Nous parlerons ainsi d'antagonismes ou de synergies entre services pour traiter des cas suivants : i) les interactions écologiques et/ou biophysiques entre services (Kremen and Miles, 2012 ; Vihervaara et al., 2010) ; ii) la variabilité temporelle dans la fourniture d'un service (Koch et al., 2009) et iii) la concomitance spatiale de différents services (Hamann et al., 2015 ; Ryschawy et al., 2015).

La littérature internationale traite aussi de compromis ou arbitrages entre services en abordant soit le décalage entre la fourniture d'un service et la demande (Kroll et al., 2012), soit les compromis qui s'exercent entre différents bénéficiaires (Geijzendorffer et al., 2016; Howe et al., 2014). Nous parlerons alors de compromis, vus sous l'angle des négociations sociales et des délibérations politiques à la recherche d'un bien commun territorialisé. Les changements de pratiques d'élevages, d'organisation des filières animales, de politiques territoriales et d'habitudes alimentaires et d'attentes sociétales des consommateurs et citoyens sont des facteurs de modulation des synergies et antagonismes qui conduisent à rechercher des compromis. Nous ne différencierons en revanche pas les termes compromis et arbitrages (contrairement à Efese² pour les services écosystémiques). La recherche de compromis couvre les arbitrages dans lesquels deux parties (ou plus) font des concessions mutuelles dans le but de parvenir à une décision concertée et à un accord. Dans le cas où il y a des intérêts divergents entre les acteurs du territoire, des compromis doivent être arbitrés entre ces acteurs pour gérer les bouquets de services.

7.1.1. Les cartographies montrent un antagonisme récurrent entre services de production et services de régulation de l'environnement et culturels

Les antagonismes les plus fréquemment évoqués opposent la production de biens agricoles à la régulation de l'environnement ou à la préservation de la biodiversité, et ceci à différentes échelles allant de l'exploitation jusqu'aux échelles globales (Foley *et al.*, 2005 ; Maes *et al.*, 2012b ; Petz *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2014). Les cartographies réalisées dans différents territoires européens confirment un antagonisme récurrent entre les services de production d'une part, et les services de régulation et culturels d'autre part. A des échelles nationales, régionales ou départementales, on met en évidence des compromis entre le service de production (souvent considéré comme un service écosystémique) et de nombreux services écosystémiques. L'analyse des bouquets de services à l'échelle des départements français révèle un antagonisme entre le service de production d'une part, et le maintien de services environnementaux et culturels d'autre part (Ryschawy *et al.*, 2016a). Ces constats ont été illustrés dans l'expertise collective au travers de certains des exemples que nous avons développés dans le chapitre 6 (Allemagne et Catalogne pour le premier type de bouquets, Irlande pour le deuxième, Alpes Suisses pour le troisième, Pologne pour le quatrième), ou dans la littérature scientifique (Kirchner *et al.*, 2015; Turner *et al.*, 2014). Ainsi, le niveau de production agricole est-il négativement corrélé au service de régulation du climat, avec comme indicateur le stockage du C dans le

² Efese (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) utilise les termes arbitrage et compromis comme traduction de trade-off : arbitrage est lié à la fourniture de plusieurs services écosystémiques (offre) et compromis à une négociation sociale (demande).

sol, dans une zone de polyculture-élevage du nord de la Belgique (Van der Biest *et al.*, 2014) et dans le delta du Guadalquivir au sud de l'Espagne (Palomo *et al.*, 2014). L'étude belge montre par ailleurs que le service de régulation du climat est très variable lorsque le service de production agricole est faible, alors qu'il est systématiquement faible là où la production agricole est élevée (Van der Biest *et al.*, 2014) Figure 7.1). La part de l'élevage à la production agricole n'étant pas indiquée dans ces territoires, il est impossible de distinguer la contribution propre des systèmes d'élevage à ces arbitrages.

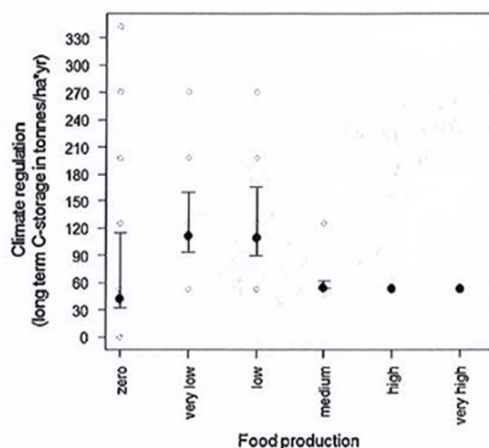


Figure 7.1. Compromis entre le service de production (food production) et le service de régulation du climat dont le proxy est la capacité de stockage du Carbone des sols, dans une zone de polyculture-élevage du nord de la Belgique (Van der Biest *et al.*, 2014).

La figure révèle la non-linéarité de la relation, et la plus forte variabilité du service de régulation dans les zones où le service de production est faible à inexistant.

A l'échelle de l'Europe entière, Maes *et al.* ont produit une carte avec une maille de 10 km de côtés de la biodiversité et des principaux services écosystémiques (Maes *et al.*, 2012a). Cette étude reflète les services écosystémiques et les impacts tels qu'ils sont actuellement, et n'a pas envisagé le développement massif de systèmes alternatifs dans les territoires. Elle confirme la corrélation négative entre services d'approvisionnement d'une part, et services de régulation et culturels d'autres part. Dans cette étude, la biodiversité était appréciée par trois variables : la part de richesse spécifique globale terrestre qui subsiste dans le milieu relativement au même milieu non impacté par l'homme (Alkemade *et al.*, 2009), la part des zones Natura 2000 dans le territoire et un indice de diversité des arbres (Köble and Seufert, 2001). Accroître le niveau de biodiversité augmente la fourniture de services écosystémiques jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel le nombre de services écosystémiques reste stable (Maes *et al.*, 2012a) ; en d'autres termes le nombre de services écosystémiques qui ne sont plus fournis est équivalent à l'apparition de nouveaux services écosystémiques. Les plus hauts niveaux de biodiversité sont négativement corrélés avec l'intensité des cultures, et à un niveau moindre la densité d'animaux d'élevage, mais il existe des possibilités de synergies parmi lesquelles les auteurs citent celles fondées sur la diversification des rotations et la préservation des infrastructures paysagères. A l'instar de ces études, Jopke *et al.* montrent, à l'échelle de NUTS3 des différents pays européens, que le service de production animale n'est pas significativement corrélé avec les autres services écosystémiques (Jopke *et al.*, 2015). Ces résultats contradictoires avec les autres études peuvent être expliqués par la densité animale est retenue comme indicateur pour évaluer le service de production animale, alors que d'autres études ont quantifié les niveaux de production attendus par différents types d'animaux, au-delà d'un service écosystémique théorique basé sur l'utilisation du sol (la production porcine pour Raudsepp-Hearne *et al.* (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010) ; la production d'œufs, de lait, de viande porcine, de volailles et bovine pour Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2016a). De plus, Jopke *et al.* ont exclu les animaux élevés en bâtiments, dont l'alimentation n'était pas liée au sol (Jopke *et al.*, 2015). Les résultats de cette évaluation renvoient à des questions méthodologiques portant sur le choix de indicateurs de services écosystémiques et le niveau d'analyse retenu (Encadré 3 ; Chapitre 3). En particulier, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les densités animales et l'unique service culturel testé, l'usage récréatif de l'espace. Dans cette étude, l'originalité de la méthode employée (méthode des enveloppes ou « bagplots » - Fig. 7.2) permet néanmoins d'identifier certaines asymétries dans la distribution des corrélations entre services écosystémiques dans les différents départements.

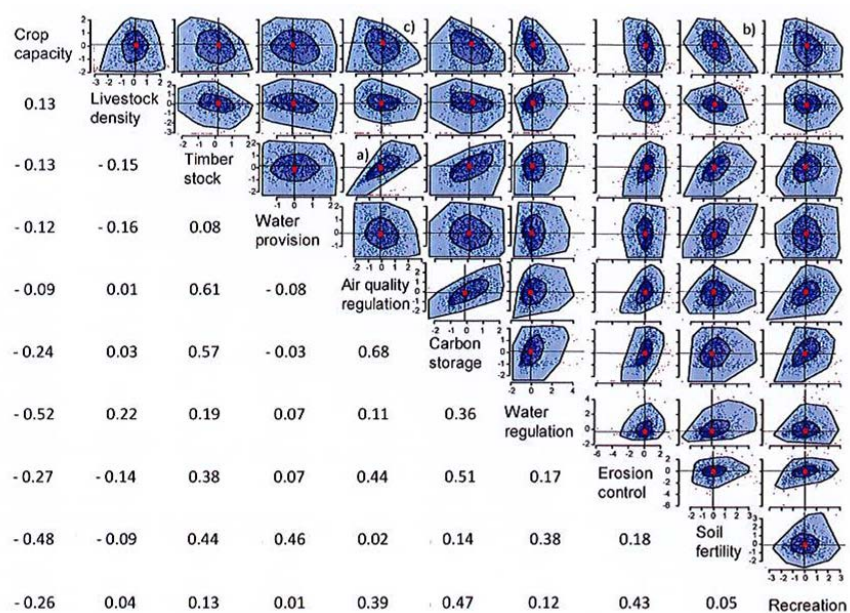


Figure 7.2. Données (médiane en rouge, 50% des données dans l'enveloppe bleu marine, l'enveloppe bleu ciel est une homothétie de rapport 3 de la précédente) et coefficients de corrélation des paires de services écosystémiques à l'échelle NUTS3 pour les pays membres de l'UE (Jopke et al., 2015).

Encadré 3: Limites méthodologiques à l'utilisation de cartographies de services pour mettre en lumière des synergies ou antagonismes entre services

Malgré l'intérêt des résultats issus des travaux de cartographies de services, trois limites doivent être rappelées et font écho aux précautions à prendre dans l'interprétation des évaluations de l'élevage présentées dans le chapitre 3. La première limite concerne le type d'indicateurs retenus pour évaluer les services. Dans de nombreuses études, le choix des indicateurs et l'échelle d'analyse est conditionné par la disponibilité d'indicateurs quantitatifs sur des bases de données nationales et européennes (Jopke et al., 2015 ; Raudsepp-Hearne et al., 2010 ; Ryschawy et al., 2016a) ou sur la possibilité de simuler les indicateurs par modélisation. Dans ce cas, le poids qu'ont les lois de réponse incluses dans les modèles sur les prédictions que ceux-ci permettent de réaliser. A titre d'exemple, Petz et al. (Petz et al., 2014) ont utilisé une relation linéaire négative issue du modèle GLOBIO3 (Alkemade et al., 2009) qui traduit que moins d'espèces animales et végétales sont présentes dans les environnements qui subissent une forte pression de pâturage. Même si cette relation est vraie dans sa globalité, elle influence fortement les sorties du modèle qui indiquent que l'intensification des parcours se traduit partout dans le monde par une érosion de leur biodiversité. Des analyses à des échelles larges (nationale, régionale, départementale) peuvent gommer la diversité de systèmes de production existants sur les territoires considérés. Une analyse à une résolution plus fine permettrait de capter l'hétérogénéité intra-maille (Teillard et al., 2012) en considérant la coexistence de différents types de bouquets de services liés à une diversité de systèmes d'élevage dans les territoires considérés.

La seconde limite repose sur le fait que la spatialisation des bouquets de services correspond souvent à une simple projection des types majoritaires sur une carte. La concomitance spatiale de différents services écosystémiques est généralement considérée comme une potentielle relation de cause à effet (Hamann et al., 2015 ; Ryschawy et al., 2015), alors qu'elle ne repose souvent que sur de simples corrélations entre les indicateurs retenus pour évaluer les services considérés (chapitre 3). Ces supposées interrelations entre services ne sont cependant pas nécessairement à analyser comme des liens de cause à effets, à moins que les relations directes entre services n'aient été explicitées ou les leviers déterminant plusieurs services précisés (Bennett et al., 2009). Dans la plupart des cas, les bouquets de services sont « simplement » projetés spatialement alors que seules des analyses d'autocorrélations spatiales permettraient d'interpréter le lien effectif entre services et leur spatialisation (Allaire et al., 2014) dans le cadre de l'Agriculture biologique).

La troisième limite réside dans le fait que les cartes permettent une représentation statique des services écosystémiques, alors que le changement climatique, les perturbations de réseaux trophiques ou les rétroactions dans les écosystèmes peuvent conduire à des points de basculements qui entraînent une dégradation des écosystèmes (Howe et al., 2014). Le pas de temps des processus écologique reste cependant lent, alors que les fluctuations du marché ont des effets plus immédiats (Tallis et al., 2008). Le fait que les processus écologiques et économiques s'inscrivent dans des pas de temps différents représente une difficulté supplémentaire pour étudier les compromis qu'il s'agit de ne pas négliger. De plus, la forme des relations entre les densités animales et la fourniture de services écosystémiques n'est pas toujours linéaire (Jopke et al., 2015 ; 2015; Van der Biest et al., 2014), ce qui laisse supposer l'existence d'effets de seuil et de leviers dépendant des échelles d'analyse pour concilier la performance productive et environnementale des territoires.

7.1.2. Les cartographies de services illustrent la coexistence de différents types de territoires d'élevage

L'étude sur les services rendus par l'élevage réalisée par Ryschawy et al. a permis de proposer une typologie de bouquets de services rendus par l'élevage dans les départements français (NUTS3) (Ryschawy *et al.*, 2015). Cette analyse illustre la coexistence des deux types de stratégie à l'échelle du territoire français avec une ségrégation spatiale entre les territoires à haute densité animale très productifs, principaux fournisseurs de produits animaux et d'emplois, et des espaces plus multifonctionnels dominés par les systèmes herbagers

et dans lesquels peu d'espaces sont entièrement exempts d'activités agricoles et sylvicoles (certaines réserves naturelles et le cœur des parcs nationaux). Le maintien d'espaces naturels (ou tout du moins d'espaces perçus comme tels) est ainsi en grande partie confié aux systèmes herbagers des zones de montagne, méditerranéennes ou qui valorisent les zones humides (Chapitre 6.1 et 6.6). Les zones péri-urbaines fournissent aussi des bouquets de services plus équilibrés et sont le support d'un important patrimoine culturel, mais avec des niveaux de production et de vitalité rurale moindres (Turner *et al.*, 2014; van Oudenhoven *et al.*, 2012).

Des travaux de cartographie de services écosystémiques considérant la production agricole ont aussi été réalisés à l'échelle nationale au Royaume-Uni (Dick *et al.*, 2011), au Danemark (Turner *et al.*, 2014) et en Autriche (Kirchner *et al.*, 2015). Dans ces différents pays, on retrouve une distinction entre des territoires multifonctionnels et des territoires fortement orientés vers la production agricole. Ainsi, au Danemark, la localisation des productions animales et des grandes cultures est très corrélée (Fig. 7.3 ; (Turner *et al.*, 2014) sans que l'on puisse distinguer la part relative des vaches laitières et des porcs. Une telle concentration s'explique par le besoin de terres pour épandre les déjections animales afin que les éleveurs satisfassent aux obligations de la directive européenne « nitrates ». A l'échelle du territoire national, l'étude met en évidence une spécialisation des territoires autour de l'agriculture d'une part, de la forêt d'autre part (avec un bouquet de services écosystémiques dans lequel prévaut la séquestration du C et la chasse ; Fig. 7.3), mais aussi l'existence de territoires dont les usages sont plus partagés (au Nord et à l'Est par exemple). La même distinction peut être faite au Royaume-Uni (Dick *et al.*, 2011). Au Danemark, les espaces péri-urbains offrent un bouquet de services écosystémiques équilibré. Ils ont un rôle dans la fourniture de services culturels avec des zones importantes réservées pour la biodiversité et le patrimoine bâti, ce qui leur permet d'être très attractifs pour les loisirs. De même, la cartographie des services écosystémiques réalisée dans une zone péri-urbaine des Pays-Bas illustre son importance pour la production laitière, l'usage récréatif, et la captation des particules atmosphérique (van Oudenhoven *et al.*, 2012).

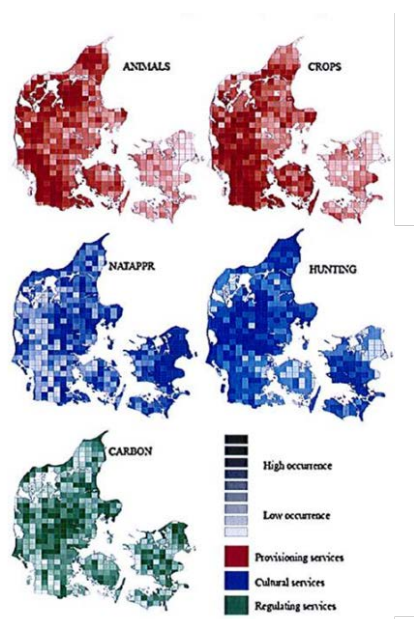


Figure 7.3. Distribution spatiale de services de productions (productions animales et grandes cultures) et de services culturels (NATAPPR = naturalité, et usage pour la chasse) ou de régulation (du climat via la séquestration du Carbone) au Danemark (Turner *et al.*, 2014).

La figure révèle la co-localisation des services de production (à l'ouest), des territoires de forêt où les services culturels et de régulation ont une importance majeure (au centre), mais aussi des territoires dont les usages sont plus partagés (au nord et à l'est).

En Autriche, on retrouve la ségrégation spatiale entre les zones dédiées à la production (dans l'étude de (Kirchner *et al.*, 2015), grandes cultures, fourrages et biomasse énergétique sont combinées) et la préservation de la biodiversité (ici apprécié par un indicateur de richesse floristique). Les variables mesurées permettent de nettement distinguer les zones qui contribuent au produit national brut, à l'emploi et à la fourniture de revenus agricoles et celles propices à la préservation de la biodiversité (Kirchner *et al.*, 2015). Ces dernières sont aussi caractérisées par un fort indice de naturalité et contribuent à la régulation du climat. Ceci s'explique par le fait que certaines pratiques, telles que la baisse de la fertilisation minérale, ont à la fois un effet positif sur la réduction

des émissions de GES et la biodiversité. La marge brute des exploitations y est plus élevée car les agriculteurs perçoivent des subventions lorsqu'ils mettent en œuvre des mesures agri-environnementales.

La ségrégation spatiale entre différents types de territoires d'élevage traduit aussi la diversité des contextes pédoclimatiques. Elle renvoie aussi aux débats sur la conservation de la biodiversité connus sous le nom de « land-sharing » vs « land-sparing » (Green *et al.*, 2005). Ce cadre d'analyse distingue les stratégies spatiales d'allocation d'usages agricoles selon deux grands types : le « land-sparing » prône l'intensification de la production sur une fraction du territoire afin de préserver ailleurs des espaces « naturels », libres de toute activité agricole. Le « land-sharing » prône au contraire une agriculture plus favorable à la biodiversité, moins productive par unité de surface et occupant une plus grande part du territoire. Les auteurs conditionnent le choix d'une stratégie de gestion à la forme de la relation reliant biodiversité et production agricole. Ces travaux ont été grandement débattus, notamment parce qu'ils négligent les interactions productives et écologiques entre les différents usages (Vandermeer and Perfecto, 2007). Ce cadre d'analyse demeure néanmoins pertinent aux échelles les plus larges parce qu'il pose les questions « d'où produire et à quel coût environnemental ? ». Localiser les services fournis par les écosystèmes (dont les agroécosystèmes) est ainsi un moyen de cibler l'action publique et de l'adapter aux situations locales pour proposer des politiques d'aménagement ciblées.

7.1.3. Principaux enseignements

La plupart des cartographies de synergies et antagonismes entre services se basent sur des indicateurs disponibles, qui ne sont pas toujours les plus appropriés compte-tenu d'une large utilisation du concept de service écosystémique et de la faible disponibilité de données pertinentes pour les quantifier. De nombreuses études emploient le terme services écosystémiques alors qu'elles considèrent parfois la production agricole qui est en partie basée sur des services écosystémiques et en partie sur des intrants. Dans le cadre de cette expertise, nous parlons plus largement de services pour considérer le service de production en partie basée sur des intrants mais aussi des services comme la vitalité rurale. De manière générale, la quantification d'indicateurs de services conduit à une faible prise en compte des services culturels et de vitalité territoriale qui sont pourtant essentiels à l'analyse de bouquets de services rendus par l'élevage. Malgré ces limites méthodologiques, les cartographies de services écosystémiques réalisées dans différents pays européens et à l'échelle de l'Europe montrent un antagonisme récurrent entre les services de production d'une part, et les services de régulation et culturels d'autre part.

Les cartographies de services mettent aussi clairement en évidence des zones principalement dédiées à la production, alors que d'autres territoires utilisés de manière plus extensive sont caractérisés par de plus hauts niveaux de biodiversité et ont un rôle majeur dans la séquestration du carbone (Dick *et al.*, 2011 ; Kirchner *et al.*, 2015 ; Maes *et al.*, 2012a ; Ryschawy *et al.*, 2015 ; Turner *et al.*, 2014). Les zones péri-urbaines (Turner *et al.*, 2014 ; van Oudenhoven *et al.*, 2012) et les zones herbagères (Ryschawy *et al.*, 2015) fournissent des bouquets de services plus équilibrés et sont le support d'un important patrimoine culturel, mais avec des niveaux de production et de vitalité rurale moindres. Au vu de ces résultats, il apparaît que les principaux territoires d'élevages gèrent différemment les compromis entre leur fonction productive et les principaux processus écologiques. Ainsi, les leviers d'action pour une modernisation des systèmes d'élevage doivent considérer ces différents types de territoires.

7.2. Bouquets de services et compromis dans les grands types de territoires d'élevage

L'analyse des territoires d'élevage dans le chapitre 6 a révélé que l'élevage avait des effets positifs (services) et négatifs (impacts) dans chacun d'entre eux, mais que l'équilibre des bouquets de services était très variable selon le territoire considéré. Néanmoins, les analyses globales à l'échelle de l'Europe, d'un pays ou d'un type de territoires représentent les services et impacts des systèmes majoritaires ou dominants dans chaque territoire. Au-delà de ces systèmes dominants, il existe une diversité de formes d'élevage dans les territoires, dont la coexistence offre de nouveaux leviers techniques et organisationnels pour équilibrer les bouquets de services.

Certains antagonismes qui semblent inconciliables à une échelle globale pourraient donc être solutionnés localement par le développement de ces systèmes innovants, qui ne sont souvent qu'au stade de niches. Aussi, prendre en compte l'organisation spatiale des territoires offre davantage de leviers d'action (par exemple pour préserver la biodiversité sans affecter le service de production, cf. chapitre 4.5) qu'aux échelles de la parcelle ou de l'exploitation, d'où notre choix d'aborder la question des synergies et des compromis à ces différentes échelles. Nous avons structuré cette partie autour des trois principaux types de territoires d'élevage qui illustrent la diversité des formes de compromis entre services mise en évidence au niveau européen: les territoires « à haute densité animale », les territoires « herbagers » et les territoires « de cohabitation entre cultures et élevage » (Chap. 6 – Fig. 7.4). Pour chacun de ces territoires, nous présenterons la situation actuelle en termes de bouquets de services puis nous proposerons des leviers d'action techniques et organisationnels au niveau des exploitations puis, dans un second temps, au niveau des territoires. Ces leviers d'action s'inscrivent dans les deux voies de modernisation écologiques présentées dans le chapitre 2. La première voie se base sur une recherche d'efficience ou une substitution dans laquelle on cherche à accroître l'efficience d'utilisation des intrants, tandis que la seconde favorise l'augmentation de la fourniture de services écosystémiques comme support de la production (Encadré 4).

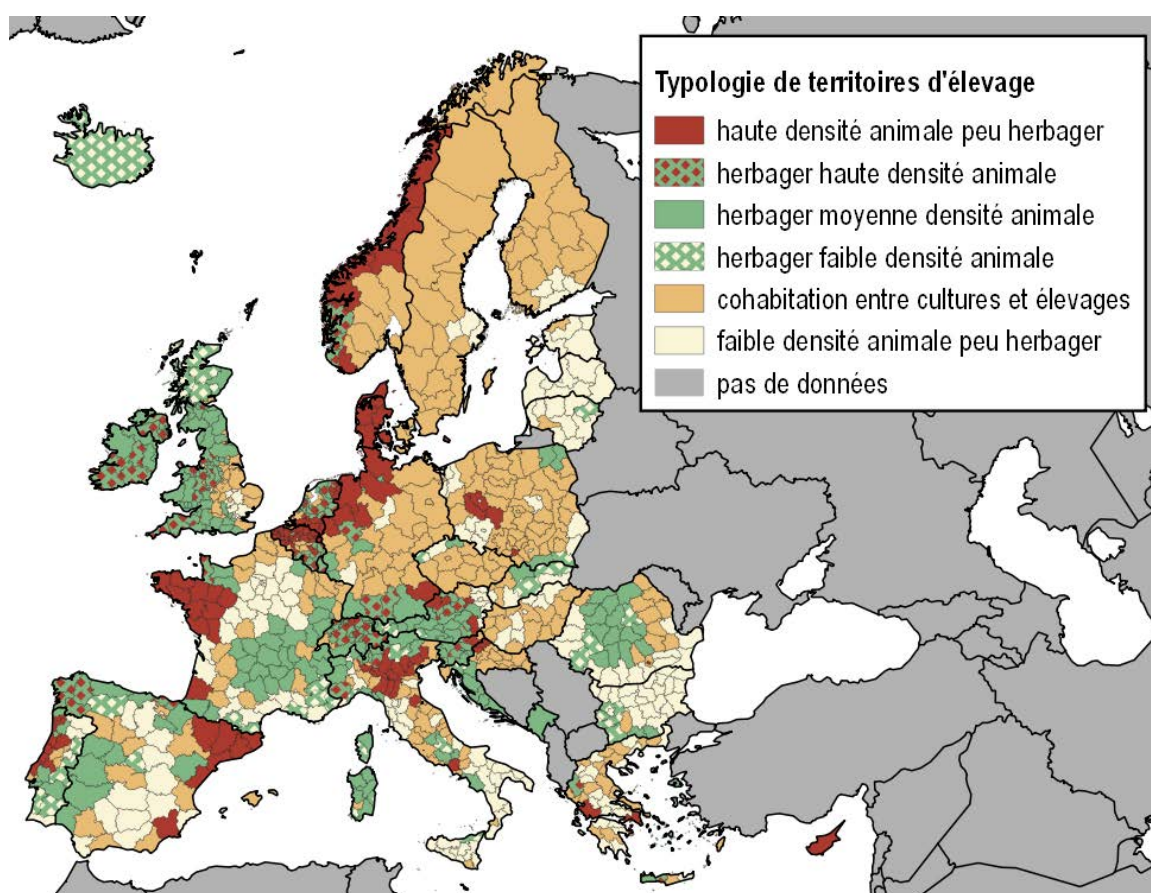


Figure 7.4. Carte des typologies de territoires d'élevage - Source : INRA-DEPE d'après Eurostat (2010) – Les territoires « à haute densité animale » correspondent à une forte expression des services d'approvisionnement et de vitalité et à une moindre expression de services contribuant à la qualité environnementale. Les territoires « herbagers » correspondent à une forte expression des services de qualité environnementale associés à un faible niveau de services de production et de vitalité et se déclinent en trois sous-types selon le niveau de densité animale (faible, moyenne, haute). Les territoires de cohabitation entre cultures et élevage correspondent à la production de services de qualité environnementale et de patrimoine. Le type 4 correspond à des niveaux de services moindres que dans les autres types. Une large variabilité entre les bouquets de services des différents types a été mise en évidence.

Encadré 4 : Deux principales voies de modernisation écologiques des systèmes d'élevage

Deux voies de modernisation écologique des systèmes d'élevage (Duru *et al.*, 2015) ont été présentées dans le chapitre 2. La première voie se fonde sur une recherche d'efficacité ou de substitution dans laquelle on cherche à accroître l'efficacité d'utilisation des intrants, ou à remplacer des intrants de synthèse par des intrants d'origine biologique potentiellement moins nocifs. Elle va de pair avec un agrandissement des exploitations pour maintenir la compétitivité coût, dans le prolongement d'une logique de recherche de productivité et d'économie d'échelle. Elle assure des niveaux de production élevés, offre des opportunités de valorisation des sous-produits de l'élevage telle que la méthanisation, mais se heurte à un rejet d'une partie de la société lorsque le bien-être animal et la traçabilité des produits ne sont plus assurés. Au niveau environnemental, cette voie met en avant le fait qu'intensifier la production réduit les niveaux d'émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac par kg de produit (de Vries and De Boer, 2010).

La seconde voie mise sur l'augmentation de la fourniture de services écosystémiques utilisés comme support de la production. La préservation de la biodiversité et de l'intégrité des systèmes écologiques (sol, eau, air) remplacent alors plus ou moins complètement les intrants de synthèse (Duru *et al.*, 2015; Kremen and Miles, 2012 ; Power, 2010 ; Swinton *et al.*, 2007 ; Zhang *et al.*, 2007) et permettent ainsi de produire du lait ou de la viande grâce au fonctionnement des agroécosystèmes. Les systèmes d'élevage herbagers et pastoraux en sont des exemples emblématiques (Chapitres 4.5, 5.6 et 6.6), qui remettent la dynamique de la ressource fourragère et sa diversité au cœur de la gestion. Cette voie s'écarte de l'agriculture conventionnelle par son objectif de valoriser différentes formes de diversité. Elle repositionne l'agriculture au cœur des systèmes agroalimentaires locaux en favorisant la territorialisation de services écologiques, économiques et sociaux. Ces deux voies coexistent parfois entre ateliers d'une même exploitation, par exemple un élevage extensif de bovins allaitants qui valorise des prairies permanentes avec une stratégie de réduction des intrants et de différenciation des produits, associé à un atelier intensif de volailles pour compléter le revenu (cf. cas d'étude Bretagne). Cependant, seule la seconde voie s'ancre dans le changement de paradigme des services écosystémiques, et cherche à amplifier/valoriser les régulations biologiques qui sous-tendent le fonctionnement du système.

7.2.1. Bouquets de services et compromis dans les territoires « à haute densité animale » basés sur une utilisation importante des intrants de synthèse

7.2.1.1. La situation actuelle : des bouquets de services favorisant la production et la vitalité dans les territoires « à haute densité animale »

Les systèmes à hautes densités animales de par leur efficacité permettent de proposer aux consommateurs des produits à des prix très compétitifs mais sont simultanément pointés du doigt en raison des pollutions qu'ils engendrent et de leur atteinte au bien-être animal. Ils se sont développés suite à la Seconde Guerre mondiale pour répondre à la nécessité d'augmenter la production agricole afin de nourrir la population. Ils se sont donc construits dans une logique de maximisation des quantités produites par unité de surface et par animal. Ce faisant ils se sont généralement spécialisés ce qui accroît la dépendance à des ressources extérieures. La spécialisation a en effet réduit le nombre et l'importance des régulations biologiques, et conduit à utiliser un surcroît d'intrants de synthèse pour produire les ressources alimentaires. Dans ces systèmes, la recherche de compromis est devenue obligatoire pour limiter les impacts environnementaux de l'élevage. Ce type de systèmes correspond notamment au cas-type 6.3, décliné dans cette expertise autour de la Bretagne, de l'Allemagne et de la Catalogne (Chapitre 6). Plus généralement, il englobe la majorité des systèmes d'élevage de monogastriques, les systèmes utilisant en priorité des céréales ou l'ensilage de maïs pour alimenter les vaches laitières ou engraisser de jeunes bovins, et de manière plus marginale les systèmes caprins de l'ouest de la France. Il est schématisé Figure 7.5 par la grange qualifiée de type de territoire « à haute densité animale ».

La principale caractéristique de ces systèmes est leur niveau de production élevé par unité de surface, à des coûts relativement bas parce que dilués par les importants volumes mis sur le marché. Ces systèmes réalisent de faibles marges par unité de produit mais réalisent leur chiffre d'affaire grâce au volume des productions. Ainsi, de faibles variations des prix induisent-elles des à-coups très violents de par les volumes concernés. Ces systèmes sont donc très dépendants de la conjoncture économique (cours mondiaux des intrants et des produits) sur laquelle ils n'ont pas de prise. Au-delà de la faible maîtrise des prix de mise sur le marché, les éleveurs ont une faible capacité de négociation liée à des asymétries de pouvoir avec le reste de la filière. Les exploitations d'élevage spécialisées concentrent leur activité sur quelques étapes du cycle de production, ainsi la production

d'aliments ne se fait-elle que partiellement, voire pas du tout, sur l'exploitation, ni dans la même région. La spécialisation entraîne un recours important à des moyens de production extérieurs : des intrants pour l'alimentation animale dont des concentrés, en particulier protéiques ; des équipements et aménagement de bâtiments pour mises aux normes et amélioration des conditions de travail et du suivi technique... La forte productivité du travail dans les exploitations se traduit par un relativement faible coût de la main d'œuvre ramené à l'unité de production, ce qui accroît la production agricole totale et l'excédent brut d'exploitation par UTA. Ces systèmes d'élevage sont à la base de nombreux emplois dans les filières auxquelles ils sont associés ; ils nécessitent une forte capitalisation et sont très dépendants de l'amont et de l'aval. Le cas particulier de la Bretagne peut être souligné puisqu'on y observe une co-localisation de plusieurs filières à haute densité (porcs, volailles, bovins laitiers en particulier – cf. chapitre 1.6.), réalisant chacune des économies d'agglomération ; cette co-localisation induisant un nombre d'emplois très importants localement dans les exploitations et les filières mais renforçant aussi les impacts négatifs de l'élevage sur l'environnement local du fait de la présence de plusieurs filières localement, et donc une concentration très forte d'animaux (Chapitre 5.3.).

La concentration des élevages a un impact important sur l'environnement, du fait entre autres des excédents d'azote qui polluent les eaux de surface et des nappes souterraines. Ces impacts sont plus marqués dans les milieux sensibles en raison d'un déséquilibre entre les densités animales et la capacité de régulation du milieu (cf. algues vertes dans la baie de la Lieue de Grève). Les risques augmentent avec les niveaux de densités animales, mais aussi avec la spécialisation des systèmes et la perte du lien au sol qui réduisent les interactions biotiques permettant de les atténuer. La mise en place de la directive nitrates, et plus récemment de la déclaration des plans de fertilisation prévisionnels dans les zones à haute densité animale, limitent les risques de pollution et favorisent une bonne valorisation de l'azote et du phosphore des fertilisants organiques. Les systèmes à hautes densités animales utilisent beaucoup d'intrants de synthèse, en particulier pour la production délocalisée de la part d'aliments importés, et ont donc des impacts au-delà des territoires dans lesquels ils se situent.

Parmi les préoccupations environnementales auxquelles l'élevage doit faire face, celle des émissions de gaz à effet de serre, en particulier de méthane entérique par les bovins, trouve un écho particulier dans un contexte marqué par le changement climatique (FAO *et al.*, 2006). Or les systèmes à hautes densités animales sont très efficaces, avec par exemple de faibles indices de consommation (il faut peu d'énergie digestible par kg de poids vif des animaux) qui contribuent largement à l'efficacité des systèmes monogastriques où l'impact de la production des aliments représente 60-70% des émissions de gaz à effet de serre. Pour les ruminants, les émissions sont diluées par les volumes de production lorsque les quantités de lait ou de viande produites augmentent (Crosson *et al.*, 2011 ; Foley *et al.*, 2011 ; Lovett *et al.*, 2006 ; Monteny *et al.*, 2006 ; Weiske *et al.*, 2006). Des calculs ont été faits pour comparer l'efficacité de production des principaux pays producteurs de lait (Gerber *et al.*, 2011 – chapitre 1). Ils montrent entre autres que les émissions de gaz à effet de serre par litre de lait se stabilisent autour de 1,5 kg eq CO₂ par kg de lait à partir 6 500 kg de lait par vache (FAOSTAT, 2013), soit bien en-deçà des niveaux de production moyens des systèmes laitiers européens. Au-delà de ce seuil, la production d'aliments du bétail nécessite plus d'intrants qui contrebalancent la dilution des émissions par le volume, et stabilisent donc les émissions de gaz à effet de serre par litre de lait. Le rôle des animaux non productifs est élevé dans le calcul des émissions si bien que les taux de réforme élevés dans les systèmes intensifs limitent également les bénéfices d'une hausse de la productivité pour diluer le méthane entérique.

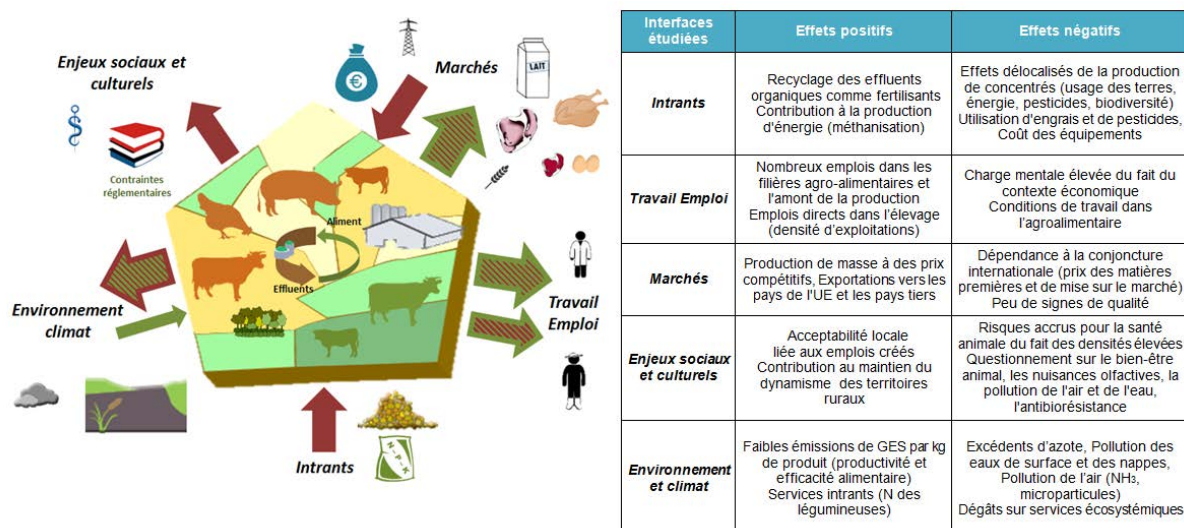


Figure 7.5. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires à haute densité animale

Le bouquet présenté jusqu'ici synthétise les effets des systèmes d'élevage dominants dans les territoires à haute densité animale. Des systèmes d'élevage de niche se développent et ouvrent des perspectives pour améliorer les bouquets de services locaux. Ainsi, Duru et Thérond. (Duru and Therond, 2015) ont comparé en Bretagne des fermes laitières conventionnelles et de fermes appartenant aux réseaux CIVAM (Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural), favorisant l'autonomie de l'exploitation quitte à diminuer les niveaux de production. Leur étude a révélé en particulier que pour des niveaux d'intrants beaucoup plus faibles, les exploitations CIVAM obtiennent des Excédents Bruts d'Exploitation plus élevés. L'analyse révèle aussi que les émissions de gaz à effet de serre ramenées au litre de lait identiques entre les deux types de systèmes. La plus forte production laitière des vaches dans les fermes conventionnelles permet un effet de dilution, mais ses bénéfices sont contrebalancés par un plus fort usage d'aliments concentrés, de pesticides sur le maïs, et par des consommations d'énergie supérieures liées à la mécanisation (Tableau 7.1). On retrouve ainsi à l'échelle d'une exploitation le phénomène modélisé à une échelle globale par Gerber et al. (Gerber *et al.*, 2011). Un effet de seuil similaire a d'ailleurs été mis en évidence dans les fermes ovines allaitantes, lorsque la productivité numérique des brebis dépasse 1,3 à 1,4 agneaux par brebis et par an (Benoit and Agabriel, 2016). Dans les fermes laitières des réseaux CIVAM, le bilan net des émissions de gaz à effet de serre par litre de lait est meilleur que dans les fermes conventionnelles grâce à la séquestration du carbone par les prairies permanentes et les haies (Tableau 7.1).

Domain	Criteria	CIVAM	Conventional
Structure	Agricultural land (ha)	64	71
	Animal unit (dairy cows)	75 (49)	96 (48)
Land use and management	Stocking rate (number of animal units/ha)	1.28	1.61
	Land use in percentage (grassland/maize/crops)	69/12/19	58/21/21
	Maize for silage (% of forage area)	12	37
	Hedge (ml/ha)	>150 linear meter/ha	No obligation
Economy	Inputs (euros/ha)	100	240
	Milk/cow (kg)	5,749	6,636
	Food cost (euros/1,000 l)	78	120
	Mechanization cost (euros/ha)	400	500
	Farm incomes (euros)	134,718	157,309
	Gross operating profit (euros)	53,365	42,291
Environment	Pesticide treatment frequency for maize ^a	0.83–1.24	1.66
	GHG emissions (CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O (kg eq CO ₂ /1,000 l) ^b	1,100	1,100
	Net GHG emissions (kg eq CO ₂ /1,000 l)	874	1,018

^a Number of applications with standard approved dosages

^b Less CH₄ emissions for conventional farms; more C sequestered for CIVAM farms due to grasslands and hedges

Tableau 7.1. Comparaison des performances techniques, économiques et environnementales de fermes laitières conventionnelles et de fermes des réseaux CIVAM (Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural) en Bretagne. Les émissions de gaz à effet de serre ramenées aux quantités de lait produites sont rigoureusement identiques entre les deux systèmes. En revanche le bilan net est meilleur dans les fermes du réseau CIVAM du fait de la séquestration du carbone par les prairies permanentes et les haies (d'après Duru et Théron (Duru and Therond, 2015).

La présentation de la situation actuelle des bouquets de services dans les territoires « à haute densité animale » permet d'identifier un certain nombre de menaces qui pèsent sur les systèmes d'élevage dans ces territoires :

- Une première menace est liée aux impacts négatifs sur l'environnement liés à la concentration des élevages. Malgré de nettes améliorations et des options nouvelles proposées pour continuer à limiter les impacts, les territoires à haute densité animale sont toujours remis en cause par les sociétés et certaines politiques publiques compte-tenu de leurs impacts négatifs sur l'environnement.
- Plus récemment, ces systèmes font face à une remise en cause du modèle système socio-économique dans lequel ils s'inscrivent avec des questions autour de la faible rémunération des éleveurs (souvent spécialisés et intégrés dans les filières en place, et des prix bas du marché pour les produits animaux ne permettant pas de compenser les endettements au niveau des exploitations et les investissements et emplois au niveau des filières.
- Enfin, un militantisme de la cause animale de plus en plus visible remet clairement en cause ces systèmes, en lien avec la question du bien-être animal. En particulier, les systèmes d'élevage confinés sont potentiellement cibles de critiques, avec possibilité d'opérations de dévoilement critique des conditions d'élevage, de transport et d'abattage (chapitre 5.6). La fréquente déconnexion entre réalité de l'élevage (et des éleveurs) et la consommation de produits animaux dans l'esprit des consommateurs peut partiellement expliquer ceci (cf. chapitre 5.9). Une enquête conduite en 2006 révèle que 62% des Européens se déclaraient prêts à changer de lieu d'approvisionnement habituel pour trouver des produits alimentaires plus respectueux du bien-être animal (European Commission, 2007). Renforcer le bien-être animal permet en général d'accroître les niveaux de performances individuelles des animaux (Coignard *et al.*, 2013; Veissier *et al.*, 2007), leur santé (Bertoni *et al.*, 2016) et ainsi l'efficacité des productions. Les plus bas niveaux d'intrants médicamenteux diminuent également les charges opérationnelles de l'exploitation, et ont donc un effet positif sur la marge brute des élevages. Cependant, les réglementations « bien-être » ont également conduit, dans tous les systèmes, à accroître la surface allouée aux animaux, ce qui réduit les volumes produits par unité de surface et génère des coûts de structure plus importants.

Pour gérer les compromis entre services liés à ces menaces, nous proposons dans la partie suivante des leviers d'action dans les territoires à haute densité animale. Ces différents leviers s'inscrivent dans les deux voies de modernisation écologique que nous présenterons dans deux parties différentes. Pour chacune des voies de modernisation, nous présenterons d'abord les leviers au niveau des troupeaux et exploitations d'élevage, puis des leviers d'action au niveau des territoires.

7.2.1.2. Une modernisation écologique des systèmes d'élevage monogastriques qui se fonde sur une recherche accrue d'efficience

7.2.1.2.1. Des leviers d'action pour améliorer l'efficience des systèmes d'élevage monogastriques afin de limiter intrants et pollutions

La modernisation écologique des systèmes monogastriques passe en général par une recherche d'efficience alimentaire accrue (première voie de modernisation écologique). Dans une telle logique, on cherche à optimiser l'alimentation des animaux de manière à valoriser leur potentiel génétique et permettre une croissance rapide ; ceci réduit simultanément les intrants nécessaires à la production d'un kg de carcasse et les pollutions liées aux déjections des animaux. L'indice de consommation des animaux se dégradant avec l'âge, les animaux à croissance rapide consomment non seulement moins d'aliments avant d'être abattus mais ils les valorisent mieux. Cependant, alimenter ces animaux hautement productifs à l'optimum nécessite d'utiliser des céréales et des tourteaux d'oléo-protéagineux dont la production génère des émissions directes ou indirectes de CO₂. Ces systèmes entrent en compétition directe avec l'alimentation humaine via l'utilisation de surfaces labourables (de Vries and De Boer, 2010) et ont des impacts délocalisés, en particulier par leurs importations d'oléo protéagineux en provenance d'Amérique du Sud et des Etats-Unis.

Chez le porc à l'engrais, la rétention azotée pourrait ainsi être accrue jusqu'à 60% grâce à une alimentation de précision, multi-phases fondée sur des apports calculés au plus juste, avec des régimes parfaitement équilibrés et contenant peu d'acides aminés non indispensables (Dourmad and Jondreville, 2007). Des solutions qui combinent des pratiques d'alimentation et un aménagement des bâtiments existent chez le porc. Garcia et al. ont évalué par analyse de cycle de vie l'influence d'une réduction de la teneur en protéines des rations grâce à l'utilisation d'acides aminés alimentaires pour des porcs élevés sur litières (avec production de fumier) ou sur caillebotis (avec production de lisier) (Garcia-Launay *et al.*, 2014). L'utilisation d'acides aminés alimentaires associée à l'alimentation par phases durant l'engraissement réduit la part des tourteaux de soja dans la ration à moins de 5% sur l'ensemble de la période d'élevage. Elle réduit donc les impacts sur le changement climatique (-26% sur caillebotis et -20% sur litière), l'acidification (-22% et -20%) et l'eutrophisation (-14% et -12%). La conduite sur litière s'accompagne en revanche d'un accroissement d'environ 30% des émissions de gaz à effet de serre par rapport à celle sur caillebotis en raison des plus fortes émissions de N₂O au fort pouvoir de réchauffement. L'écotoxicité terrestre, la demande en énergie et en terres sont semblables dans les deux modes de conduite. L'intérêt principal de la conduite sur litière réside dans l'amélioration du bien-être des animaux. Lorsque les litières sont bien gérées, les nuisances olfactives sont réduites et les émissions d'ammoniac et de poussières peu affectées (Bonneau *et al.*, 2008 ; Dourmad *et al.*, 2009). Elever des porcs sur litière ne modifie que peu la croissance des animaux, mais conduit à des carcasses plus grasses (Lebret *et al.*, 2006). Des réductions possibles des impacts sur l'environnement sont aussi envisageables par des aménagements voire rénovation des bâtiments d'élevage existants : lavage d'air en sortie de porcherie (Loyon *et al.*, 2016), conception de bâtiments type BBC (Bâtiments Basse Consommation avec une meilleure isolation, récupération de chaleur... ; (Chevalier *et al.*, 2015; Dusart *et al.*, 2015a ; Dusart *et al.*, 2015b). Ainsi, Dourmad et al. (Dourmad *et al.*, 2014) ont-ils récemment mesuré des écarts moindres, de l'ordre de 10-15%, pour des élevages biologiques allemands et danois de plus grande taille et ayant des performances techniques proches de celles des systèmes conventionnels.

Raisonnement finement l'équilibre et le rythme de distribution des aliments de poules pondeuses permet d'augmenter leur efficacité alimentaire (Faruk *et al.*, 2010) tandis que la réduction du taux protéique des aliments distribués aux poulets de chair permettrait de réduire l'excrétion azotée (-10% par point de protéines) tout en maintenant les performances de croissance, lorsque le profil en acides aminés des aliments est ajusté avec des acides aminés

de synthèse (Belloir *et al.*, 2015). Dans les systèmes avicoles conventionnels, une amélioration conjointe du bilan environnemental (émissions de GES et consommation d'énergie) et économique (coûts de production) est également possible en combinant différentes pratiques. Ainsi, des changements dans l'alimentation de poulets de chair en production standard (modification des caractéristiques nutritionnelles des rations, réduction de la part de tourteau de soja) associés à l'utilisation de bâtiments plus économes en énergie (rénovation ou construction) et à un changement du schéma de production (alourdissement des animaux et plusieurs enlèvements d'animaux pour un même lot) permettent de réduire d'environ 65% les émissions de GES ainsi que les coûts de production du vif et du filet de 2 et 10% (Dusart *et al.*, 2015a; Dusart *et al.*, 2015b).

Au niveau régional, l'activité économique et l'emploi générés par les filières porcines favorise leur acceptabilité locale et ceci malgré leurs impacts environnementaux (Lang *et al.*, 2015). La modernisation écologique de ces territoires pourrait bénéficier de l'élevage de précision dans une recherche d'efficience ou de substitution. Pomar *et al.* ont ainsi montré qu'une alimentation de précision permettrait de réduire de 20-30% les excréments d'azote et de phosphore dans des territoires où l'élevage porcin est très présent (Pomar *et al.*, 2014). Bien qu'encore peu décrit dans la littérature, ce type de démarche pourrait également bénéficier aux filières avicoles (Stacey *et al.*, 2004). Plus globalement, l'évolution du logement, des pratiques d'alimentation, et des technologies de collectes et de gestion des effluents, avec la mise en place des MTD (Meilleures Techniques Disponibles, (Loyon *et al.*, 2016) offrent des opportunités pour réduire drastiquement les émissions gazeuses (lavage d'air), et pour transformer les effluents en fertilisants organiques (séparation de phase, séchage, compostage) facilement transportables et valorisables.

7.2.1.2.1. Au niveau des territoires, des solutions innovantes d'économie circulaire favorisent l'efficience des systèmes en transformant les déchets en co-produits

Les leviers évoqués précédemment au niveau des exploitations sont une première étape dans une logique de bouclage des cycles des éléments aux échelles territoriales. Au-delà de ces leviers au niveau de l'exploitation, les démarches d'économie circulaire favorisent le recyclage des déchets et les transforment en réels co-produits peuvent fournir de nouveaux leviers. Ainsi, sont-elles logiquement explorées dans les territoires denses d'élevage entre des éleveurs de monogastriques et d'autres exploitants (céréaliers et/ou éleveurs de ruminants). Enfin, différents sous-produits sont d'ores et déjà valorisés dans les rations (de monogastriques notamment) comme des déchets de biscuiterie, des résidus de cultures légumières, des légumes impropres à la consommation ou des drêches de céréales (Dumont *et al.*, 2013; Gliessman, 2007). Les porcs peuvent en particulier recycler les déchets de l'alimentation humaine (Ermgassen *et al.*, 2016; van Zanten *et al.*, 2016) ou des co-produits tels que les biscuits cassés que l'on peut insérer à hauteur de 20% dans la ration d'engraissement (Gaudré *et al.*, 2013). Ceci est déjà largement mis en place pour les co-produits de céréales, d'oléo-protéagineux et de bioéthanol à la fois chez les porcs et les volailles.

Les démarches d'économie circulaire prennent aussi la forme d'épandages chez des tiers, comme c'est le cas pour la majorité des éleveurs de porcs en Bretagne, de plans d'épandage collectifs, comme l'illustre le cas-type de la Catalogne, ou de banques de lisier comme aux Pays Bas ou en Belgique. L'intérêt environnemental de telles approches a été confirmé par analyse de cycle de vie dans le cas d'un projet de plan d'épandage en Bretagne (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009). Toutefois, aucune démarche collective de ce type ne s'est à ce jour développée en France. Le traitement plus ou moins poussé des effluents pour la production de fertilisants organiques constitue une autre voie permettant le transfert d'éléments fertilisants sur de plus longues distances. Ces traitements permettent de diminuer le volume à transporter, d'assurer une hygiène des produits et de les normaliser. C'est une pratique courante pour les fientes et litières de volailles qui peuvent être facilement séchées ou compostées et transportées vers les zones céréalières. Des démarches plus poussées existent également comme celle conduite en Bretagne par la société Fertival qui produit environ 50 000 tonnes des fertilisants organiques provenant principalement d'effluents porcins. Ces fertilisants sont fabriqués à la carte et utilisés en maraîchage, arboriculture, viticulture et pour la production de céréales, 15% des ventes étant réalisées à l'export, notamment vers l'Asie.

Parallèlement, il existe des initiatives de gouvernance territoriale pour recycler les lisiers de porcs, comme par exemple le Territoire à énergie positive du Mené avec l'usine de méthanisation Geotexia qui recycle les déchets verts de collectivités territoriales et le lisier produit par 30 exploitations. C'est également le cas du centre de traitement et de valorisation des déchets associé à l'abattoir de porcs de Lamballe qui récupère et sèche les boues de ville d'une cinquantaine de communes du Grand Ouest. Les atouts des territoires liés à l'activité de méthanisation ont été plus longuement discutés dans le chapitre 6.3 en prenant l'exemple de l'Allemagne. Dans ce cas, les territoires bénéficient d'une volonté politique d'accroître la part d'énergie renouvelable et d'un contexte réglementaire favorable qui présente l'avantage d'être national. Les digesteurs sont principalement localisés dans les zones à forte densité animale car les effluents d'élevage (provenant majoritairement des vaches laitières et des porcs) sont un substrat intéressant pour stabiliser le réacteur. Cependant les cultures restent le premier substrat utilisé dans les digesteurs, en particulier l'ensilage de maïs. Il y a donc un compromis à trouver entre la production d'énergie renouvelable et faiblement émettrice de CO₂, et le développement de cultures énergétiques ou du maïs qui contribuent à l'usage des terres avec un fort impact en termes de qualité de l'eau, d'acidification, et d'appauvrissement de la biodiversité. Un atout pour ces territoires est que la propension à payer du consommateur pour la production d'énergie renouvelable est très élevée.

7.2.1.3. Recréer du lien au sol dans les exploitations permettrait aux territoires à haute densité animale de favoriser l'utilisation de services écosystémiques

7.2.1.3.1. Dans le cas des exploitations avec ruminants : gérer les compromis liés aux pratiques d'alimentation et aux niveaux d'intensification des prairies pour préserver des prairies multifonctionnelles

Les charges d'alimentation représentent une part importante des charges opérationnelles pour les ruminants. Au travers du type de ressources et d'intrants utilisés, les pratiques d'alimentation ont par ailleurs un effet majeur sur les consommations en eau et en énergie, les pollutions et les surfaces nécessaires à la production. Un composant majeur des rations de ruminants dans les territoires à hautes densités animales est le maïs fourrage, cultivé en plaine sur des terres arables et qui entre ainsi en concurrence avec l'alimentation humaine pour les surfaces en terre et l'eau. Doreau et al. (Doreau *et al.*, 2011) et Nguyen et al. (Nguyen *et al.*, 2012) ont comparé l'impact environnemental de trois rations d'engraissement de taurillons à base de foin, d'ensilage de maïs ou de concentrés. Le classement des rations diffère selon les critères d'impact, les indicateurs de durabilité et les unités fonctionnelles retenus. Les émissions de méthane entérique ramenées au kg de gain de poids des taurillons est plus faible avec la ration riche en concentrés (Tableau 7.2). La ration à base d'ensilage de maïs est celle qui nécessite le moins d'énergie pour la produire. La ration riche en foin voit son empreinte carbone réduite lorsqu'on prend en compte la séquestration du carbone par la prairie, et a par ailleurs le plus faible potentiel d'eutrophisation. Son besoin total en surface est de loin le plus élevé, mais elle utilise peu de terres arables qui permettent de produire des cultures pour l'alimentation humaine. La ration riche en foin est de loin la plus favorable lorsqu'on rapporte les impacts environnementaux à l'hectare, et ceci du fait du plus faible chargement du système. La marge brute par taurillon est la plus élevée avec la ration à base d'ensilage de maïs ; les carcasses sont également plus grasses et la viande plus riche en acides gras saturés. La ration riche en concentrés réduit la composition des produits en oméga-3 (Scollan *et al.*, 2006 ; Van Elswyk and McNeill, 2014), ce qui est propice au développement de maladies chroniques chez l'homme (Calder, 2014). Le pH du rumen des animaux est également plus faible, ce qui est susceptible d'engendrer un inconfort digestif (Mialon *et al.*, 2008).

per kg body weight gain	65 Maize silage 35 Concentrate	50 Hay 50 Concentrate	86 Concentrate 14 Straw
GHG, kg CO ₂ eq	4.74	5.16	3.75
Energy, MJ eq	13.0	18.7	19.8
Acidification, g SO ₂ -eq	38.0	31.2	29.2
Eutrophication, g PO ₄ ³⁻ eq	18.6	15.8	20.8
Land use, m ² .year	4.54	11.72	4.63
	annual crops	3.46 annual crops	annual crops

Tableau 7.2. Impact environnemental (ramené au kg de gain de poids des taurillons) de trois rations d'engraisement de taurillons à base de foin (50 Hay 50 Concentrate), d'ensilage de maïs (65 Maize silage 35 Concentrate) ou de concentrés (86 Concentrate 14 Straw). Le tableau révèle les différences de classement selon le critère d'impact considéré. La ration riche en foin est par ailleurs la plus favorable pour chaque critère lorsqu'on rapporte les impacts environnementaux à l'hectare, du fait du plus faible chargement du système.

L'intensification de la conduite des prairies est souvent présentée comme une manière de limiter l'emprise de l'activité d'élevage sur les écosystèmes naturels, tout en accroissant la production. Suivant le principe du land-sparing, cela devrait aussi avoir des conséquences favorables sur la biodiversité du fait d'un moindre empiètement de l'élevage sur les milieux naturels, et cela même si cette hypothèse ne se vérifie pas nécessairement dans la réalité (Tschamtké *et al.*, 2012). Soussana et Lemaire (2014) ont modélisé qu'à l'échelle de la prairie, les variables productives et environnementales n'étaient pas maximisées au même niveau d'intensification, ce qui nécessite de trouver des compromis (Soussana and Lemaire, 2014). Ainsi, c'est à des niveaux d'intensification des prairies pâturées assez faibles que la séquestration du carbone et le bilan des émissions de gaz à effet de serre par unité de surface atteignent leur optimum, les émissions de gaz à effet de serre des animaux étant alors compensées par l'augmentation de la teneur en matière organique du sol. La poursuite du processus d'intensification réduit la teneur en matière organique du sol alors que les émissions de gaz à effet de serre, et à un niveau moindre le lessivage des nitrates, augmentent ; la capacité de stockage des prairies et le bilan des émissions de gaz à effet de serre en sont affectés. Au-delà d'un certain niveau d'intensification, la biomasse végétale n'augmente plus, la séquestration du carbone s'effondre et les émissions de gaz à effet de serre, directement liées au chargement, augmentent encore. Les quantités de viande ou de lait produites par hectare continuent d'augmenter, mais au détriment de l'équilibre du système. La restauration de ces prairies dégradées passe par une diminution au moins temporaire des niveaux de chargement, et par un meilleur couplage des cycles du carbone et de l'azote. Celui-ci bénéficie de la fixation symbiotique des légumineuses et d'une augmentation de la diversité fonctionnelle des couverts, par exemple en associant des espèces qui ont des profondeurs de racines ou une vitesse de dégradation des tissus différentes.

Dans les fermes des réseaux du Civam du Grand-Ouest (Duru and Therond, 2015; Le Rohellec *et al.*, 2009), l'objectif est d'accroître l'utilisation de l'herbe pâturée qui, bien gérée, nécessite moins d'intrants et génère moins de pollutions que le maïs fourrage. La logique n'est pas ici une logique d'intensification de la conduite des prairies, mais plutôt de se situer à des niveaux qui permettent de bénéficier des régulations biologiques. Un des leviers est ici de favoriser le développement du trèfle blanc qui capte l'azote atmosphérique, enrichi la teneur en azote de l'herbe pâturée, et favorise les transferts de fertilité (Delaby *et al.*, 2016). Les déjections animales limitent fortement le recours à la fertilisation minérale. Celle-ci est également réduite sur les cultures, tout comme l'usage des pesticides, du fait de la réduction des surfaces en culture, et de l'allongement et de la plus grande diversité des rotations qui limitent la pression parasitaire sur les cultures. L'intensification est moindre que dans un système conventionnel (Acosta-Alba *et al.*, 2012), mais l'éleveur, moins dépendant des achats extérieurs, retrouve une autonomie de décision. La charge de travail n'est pas nécessairement réduite mais le travail est vécu comme plus épanouissant. La marge brute de l'exploitation augmente grâce à la forte baisse des charges opérationnelles (Bonaudo *et al.*, 2014 ; Dumont *et al.*, 2013 ; Duru and Therond, 2015) ; Tableau 7.2), et ces exploitations de taille moyenne sont plus facilement transmissibles.

Les atouts de la conduite à l'herbe dépendent des pratiques et des types de prairies. Une prairie semée peut fournir différents services écosystémiques de régulation (e.g. séquestration du carbone, lutte contre le ruissellement érosif,...) mais pas la totalité des ceux fournis par une prairie permanente diversifiée. Ces dernières accueillent entre 10 et 75 espèces végétales pour une surface de 25 m² (Cahiers d'habitats agropastoraux Natura 2000³) là où une prairie semée se compose au mieux d'un mélange d'une demi-douzaine d'espèces. L'intérêt productif et environnemental des prairies semées ne doit donc pas masquer le rôle majeur des prairies permanentes dans la conservation de la biodiversité et le maintien des services écosystémiques qui lui sont associés. La diversité floristique et faunistique perdue localement à la suite du retournement d'une prairie ne peut pas toujours être restaurée. L'intensification de la conduite des prairies est également un facteur de réduction de la biodiversité de ces écosystèmes (Gaujour *et al.*, 2012). Les opérations de restauration qui visent à réduire la fertilisation minérale des prairies ne conduisent qu'à un accroissement modeste des niveaux de richesse floristique (Baer *et al.*, 2003 ; Marini *et al.*, 2008; Marriott *et al.*, 2004). Le sur-semis de mélanges associant des légumineuses et d'autres dicotylédones peut permettre de créer plus rapidement des prairies « multifonctionnelles » (Bradbury *et al.*, 2010; Mortimer *et al.*, 2006).

7.2.1.4. Au niveau des territoires : des démarches locales impliquant les acteurs des territoires s'inscrivent dans la seconde voie de modernisation des systèmes d'élevage en recréant du lien au sol

D'autres pistes d'économie circulaire, plus marginales, restent intéressantes car elles intègrent une réelle gouvernance territoriale impliquant de nombreux acteurs. Lorsque la densité de l'élevage est potentiellement génératrice de conflits entre les éleveurs et d'autres acteurs du territoire, il est nécessaire de poser les conditions d'une consultation collective afin de hiérarchiser les services que l'on souhaite voir rendus par l'élevage, et de proposer des solutions susceptibles d'être adoptées par le plus grand nombre. Ainsi, réunir en amont les gestionnaires d'industries agro-alimentaires ou de déchetteries avec les agriculteurs permettrait d'optimiser l'utilisation de l'ensemble des ressources présentes sur un territoire. Citons par exemple les volailles complémentées en calcium grâce au recyclage de coquilles d'huîtres (cf. action d'une collectivité territoriale labellisée Territoire zéro déchets en Charente-Maritime). Dans l'exemple de la démarche territoriale du poulet de Loué ou du poulet de Janzé, des démarches qualité associent la production de volailles et de ressources locales pour les alimenter (cas-type 6.7). Le développement de ces exploitations actuellement au stade de niches, et plus largement d'exploitations liées aux sols pour les élevages de ruminants et de monogastriques est un levier pertinent pour améliorer les bouquets de services au niveau des territoires.

7.2.1.4.1. *Le développement de labels et la recherche d'autonomie pour favoriser le lien au sol des exploitations dans les territoires à haute densité animale*

Une option pour favoriser le lien au sol des exploitations au sein des territoires repose sur le développement et la promotion de productions plus respectueuses de l'environnement, du bien-être animal et des consommateurs en termes de qualité des produits. En Bretagne, plusieurs organisations de production (Les Fermiers d'Argoat, Coopérative des Fermiers de Janzé) cherchent à valoriser une image de qualité et de bien-être animal de porcs engraisés sur paille ou sur parcours et volailles fermières, produits souvent valorisés par un Label Rouge, voire une IGP ou un label rouge fermier pour les Fermiers d'Argoat. Ces filières sont une stratégie gagnante pour les éleveurs, la filière et le consommateur avec un produit local et de qualité. Ce type de labels a des atouts au niveau patrimonial et permet de relocaliser la production d'aliments, ainsi que de favoriser le bien-être animal (porcs sur litière, volailles en plein air, ...). Au niveau de l'exploitation néanmoins, le principal verrou de l'élevage label rouge fermier ou l'élevage biologique sur litières reste cependant ses émissions de gaz à effet de serre élevées. Comparés aux systèmes conventionnels, Basset-Mens et van der Werf ont quantifié une augmentation des émissions de gaz à effet de serre par unité de produit de 50% pour les systèmes label-rouge fermiers et de 70% pour les systèmes en agriculture biologique (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Plus globalement, les systèmes label-rouge ou biologiques présentent des impacts ramenés au kg de carcasse ou de poids vif de 20 à

³ <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/cahiers-habitats>

70% plus élevés pour toutes les catégories évaluées du fait d'indices de consommation plus élevés (da Silva *et al.*, 2014; Dekker *et al.*, 2011 ; Dourmad *et al.*, 2014). La mortalité plus élevée des porcelets pénalise les performances économiques. Il a été quantifié que l'élevage biologique de porc s'accompagnait d'un accroissement de 120% de la surface nécessaire par kg de produit, en raison de l'élevage des truies en plein-air et du moindre rendement des cultures qui servent à alimenter les animaux.

Plus rares, les productions de porcs basées sur des races locales valorisent des systèmes, une image et des produits spécifiques souvent de charcuterie, y compris pour certaines dans les zones à haute densité animale (porc Blanc de l'Ouest, porc de Bayeux,...). Ces systèmes bien que très minoritaires à l'échelle nationale jouent localement un rôle important dans le maintien de l'élevage porcin et des traditions charcutières. Ces races faisant partie du programme national de conservation des races assurent le maintien d'un réservoir de diversité génétique pour la collectivité. Enfin pour valoriser des démarches locales, l'élevage, et plus généralement l'agriculture, peut aussi s'intégrer dans des "marques" régionales qui couvrent un spectre beaucoup plus large de produits. C'est le cas par exemple de la marque régionale « Produit en Bretagne » qui regroupe 370 entreprises, 4 000 produits signés (produits alimentaires dont beaucoup issus de l'élevage, produits culturels et industriels), avec un chiffre d'affaires cumulé d'environ 15 milliards d'euros mais ne correspond pas à un cahier des charges favorisant une réelle alimentation locale et autonome des exploitations ou des territoires mais plutôt une image de marque qui pourrait être ambiguë pour les consommateurs.

7.2.1.4.2. Le cas particulier des ruminants : recréer une « trame » paysagère et des prairies multifonctionnelles.

Concernant les ruminants, les pratiques évoquées au niveau des exploitations de ruminants visant à favoriser le développement de prairies multifonctionnelles au niveau des exploitations s'avèrent d'autant plus nécessaires au niveau des territoires. La banque de graines est très appauvrie dans ces territoires, comme le montrent Tallowin *et al.* (Tallowin *et al.*, 2005) dans les « lowlands » du Royaume-Uni. Au-delà de cet aspect de qualité, c'est aussi de la dimension quantitative qu'il est question. En effet, les surfaces de prairies semi-naturelles sont en forte régression en France depuis la seconde guerre mondiale puisque près d'un quart des prairies permanentes, naturelles et parcours (STH) ont disparu entre 1960 et 2010 (Puydarrieux and Devaux, 2013). Un calcul d'indice de risque conservatoire basé sur le rapport entre taux de conversion des habitats et taux de protection a d'ailleurs permis de mettre en lumière la vulnérabilité des prairies à l'échelle globale (Hoekstra *et al.*, 2004). Le biome intégrant les prairies tempérées se place en effet en première place avec un fort indice de risque du fait d'un fort taux de changement d'utilisation des terres mais surtout du fait du plus petit taux de protection. Dans les territoires de bocage, la préservation des haies et des bords de parcelle a également une importance majeure pour préserver la biodiversité végétale (Boatman *et al.*, 1994 ; Marshall *et al.*, 2006), l'entomofaune (Ouin and Burel, 2002 ; Saska *et al.*, 2007) et l'avifaune. Préserver les haies et infrastructures paysagères permettrait d'accroître les services intrants, mais ceci fait débat. En effet, il faut considérer que ces habitats peuvent être des refuges pour la biodiversité « utile » (carabes par exemple), mais autant pour les ravageurs que les auxiliaires, ce qui pourrait amener à de nouveaux conflits de gestion. Au-delà de leur possible intérêt pour fournir des services intrants, les haies contribuent à l'esthétique des paysages, et bénéficient à la faune sauvage en connectant les habitats au sein du paysage. Ces bénéfices varient selon l'agencement des haies, et l'entretien d'un vaste réseau de haies représente un coût (et du temps de travail) pour les éleveurs, et parfois les collectivités territoriales. L'approche Landscape IMAGES développée par Groot *et al.* (Groot *et al.*, 2007) a permis d'optimiser l'implantation de nouvelles haies dans un bocage du nord des Pays-Bas (Groot *et al.*, 2010). Selon leur modèle, un schéma d'aménagement peu coûteux consisterait à connecter les réseaux de haies existants par de nouvelles haies positionnées de manière orthogonale aux premières afin d'améliorer à la fois la perception visuelle du bocage et sa valeur culturelle (Fig. 7.6). Cette approche participative permet aux différents acteurs de se concerter pour élaborer une vision commune des bouquets de services à atteindre et explorer l'ensemble des solutions envisageables pour un territoire. De la même manière, Berthet *et al.* ont développé une démarche collective avec différents acteurs de la plaine de Niort pour concevoir la mise en place de luzerne au niveau du territoire comme un bien commun dans le cadre de la conservation de la biodiversité emblématique du territoire (Berthet *et al.*, 2012).

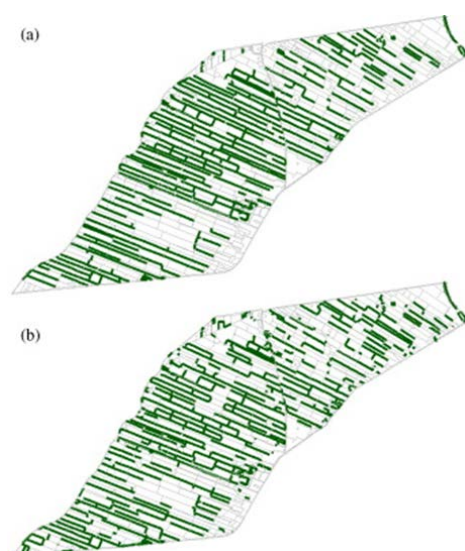


Figure 7.6. (a) Réseau original des haies dans un territoire de 873 ha du nord de la Frise,

(b) Schéma d'aménagement permettant d'améliorer la perception visuelle du bocage (avec plus de haies positionnées de manière orthogonale qui réduisent la « porosité » du paysage), sans modifier la longueur du réseau de haies (et donc son coût d'entretien), ni sa connectivité (et donc sa « valeur écologique » (Groot et al., 2010).

Principaux enseignements

Pour les territoires du type « à haute densité animale » caractérisés par de hautes densités animales, suivant la voie de modernisation retenue, les leviers reposent sur une amélioration de l'efficacité des systèmes d'élevage et des territoires (voie 1) ou sur le fait de recréer du lien au sol pour les animaux (voie 2). Le tableau 7.3 reprend les principaux leviers d'action proposés pour les territoires à haute densité animale. Dans le cadre de la première voie de modernisation, En monogastriques, l'amélioration de l'efficacité alimentaire des animaux réduit les impacts environnementaux du système, et compte-tenu de sa forte contribution aux résultats améliore également le bilan économique des exploitations. Améliorer le logement des animaux afin de leur offrir plus de surface et un environnement plus diversifié, par exemple en utilisant des litières, améliore leur bien-être et réduit les impacts locaux (odeurs, eutrophisation). Chez les porcs, ceci s'accompagne en revanche d'un accroissement des émissions de gaz à effet de serre à cause du N_2O et d'une dégradation de la qualité des carcasses qui sont plus grasses. Les effets sont encore plus accentués dans les systèmes biologiques ou traditionnels, pourtant jugés plus « vertueux » par le consommateur. Au niveau des territoires, des démarches innovantes de recyclage des effluents sont mises en place localement soit par des banque de lisiers qui seront épandus chez des céréaliers, soit voit le montage d'usine de méthanisation collective.

Concernant la seconde voie de modernisation, elle implique de recréer du lien au sol en favorisant l'autonomie alimentaires des troupeaux via une réduction de la densité au niveau des exploitations l'élevage en la mettant en adéquation avec les potentialités du milieu. L'usage des intrants de synthèse est alors réduit, mais aussi les niveaux de production et les pollutions. Pour les monogastriques, ceci peut permettre de mettre en place des labels de qualité dont certaines démarches existent déjà et pourraient être développées au niveau des territoires (poulets de Janzé, Fermiers d'Argoat). Pour les ruminants, augmenter les surfaces en herbe pour les ruminants. Un équilibre délicat reste à trouver au niveau de ces territoires pour tenter de favoriser les services de qualité environnementale. L'introduction des légumineuses dans les rotations, malgré les limites réglementaires à l'épandage des effluents, peut jouer un rôle important pour favoriser les niveaux de production tout en améliorant la qualité des sols et permettant de limiter les intrants minéraux pour l'azote. Dans un scénario « gagnant-gagnant », elle permet à la fois de nourrir les animaux, de diversifier les paysages et de tamponner les risques de fuite d'azote vers le milieu (Peyraud *et al.*, 2012). Ceci peut se faire au niveau des exploitations mais a aussi un réel impact au niveau du territoire si leur agencement est bien géré.

Tableau 7.3 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires « à haute densité animale »

	Voie 1 : recherche accrue d'efficience	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
Situation actuelle	<p>Bouquet de service fortement déséquilibré en faveur de hauts niveaux de production et d'emploi avec une faible fourniture de services de qualité environnementale</p> <p><i>Menaces : impacts négatifs sur l'environnement liés à la concentration des élevages ; remise en cause du système socio-économique (spécialisé et intégré) en place, et des conditions de vie des animaux</i></p>	
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Accroître l'efficience du système dominant par l'agriculture de précision:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Améliorer l'efficacité alimentaire des animaux <ul style="list-style-type: none"> - Alimentation de précision (multi-phases) - Réduction de la teneur en protéines de la ration (utilisation d'acides aminés alimentaires) • Améliorer la gestion des effluents : <ul style="list-style-type: none"> - Traiter les effluents par filtrage, séparation de phase, compostage, séchage,... • Améliorer le logement des animaux : <ul style="list-style-type: none"> - Augmenter les surfaces en bâtiments - Diversifier l'environnement (litières, ...) - Favoriser l'utilisation de bâtiments économes en énergie ou rénover les anciens 	<p>Favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux en mettant la densité de l'élevage, en adéquation avec les potentialités du milieu :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Limiter l'impact environnemental des systèmes d'élevage en recréant du lien au sol : <ul style="list-style-type: none"> - Diversifier les rotations et assolements pour favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux - Augmenter le recours au pâturage dans l'alimentation pour les ruminants (développement des légumineuses) - Limiter les concentrés dans les rations (dégradation rapport $\Omega 3/\Omega 6$ et risques de maladies chroniques) • Gérer la santé animale de manière intégrée <ul style="list-style-type: none"> - Limiter l'utilisation de médicaments par une amélioration des pratiques (via logement, alimentation,...) • Limiter l'emprise des systèmes herbagers sur les écosystèmes: <ul style="list-style-type: none"> - Intensifier la conduite des prairies en recherchant un seuil de chargement adapté au compromis entre production et environnement - Restaurer les prairies dégradées en limitant le niveau de chargement - Maintenir les prairies permanentes irremplaçables pour leur rôle de maintien de la biodiversité - Développer le sur-semis pour recréer des prairies multifonctionnelles - Préserver et agencer les infrastructures agro-écologiques (refuge de biodiversité,...) - Augmenter la diversité fonctionnelle des couverts

<p>Echelle : Territoire</p>	<p>Recréer du lien au sol pour les animaux : Réduire la densité de l'élevage, en adéquation avec les potentialités du milieu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Améliorer l'efficacité du système dominant : <ul style="list-style-type: none"> - Améliorer le métabolisme territorial par des échanges intra-territoires (fertilisants, aliments, ...) - Développer des marques régionales pour relocaliser la production et l'identifier • Favoriser l'économie circulaire : <ul style="list-style-type: none"> - Développer les démarches collectives de gestion des effluents (Projets territoriaux de méthanisation, plans d'épandage collectifs, banques de lisiers, ...) - Recycler les déchets locaux dans l'alimentation animale (drêches et pulpes, coquilles d'huîtres, ...) - Instaurer des consultations collectives et une gouvernance territoriale 	<p>Développer et promouvoir des systèmes alternatifs autonomes et/ou avec une image de qualité:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Renforcer les organisations de productions locales promouvant des systèmes d'élevage de qualité et liés au sol (<i>Fermiers d'Argoat ou coopérative des fermiers de Janzé, Poulets de Loué</i>) • Promouvoir les systèmes économes en intrants liés au sol (<i>RAD et sus-cités...</i>) • Favoriser l'autonomie de décision et le maintien d'exploitations de petite taille, transmissibles
---------------------------------	---	--

7.2.2. Bouquets de services et des compromis dans les territoires « herbagers » essentiellement basés sur l'utilisation des services intrants

7.2.2.1. La situation actuelle : des bouquets de services multifonctionnels dans les territoires « herbagers »

Le second type de système d'élevage concerne avant tout l'élevage de ruminants et se caractérise par un degré d'autonomie que l'on cherche élevé. La logique est ici d'adapter les pratiques aux potentialités du milieu sans nécessairement chercher à maximiser la production (Delaby and Fiorelli, 2014). Ces systèmes visent à réduire les intrants notamment pour constituer la ration de base, d'où un recours privilégié à la prairie, ce qui nous conduit à les qualifier d'herbagers autonomes. Ils n'excluent cependant pas l'achat d'intrants par exemple de concentrés, notamment en zones de montagne où ceux-ci ne peuvent pas être produits sur l'exploitation du fait d'un contexte pédoclimatique défavorable. Le niveau de production global est en général plus faible que dans le premier type de systèmes. Les territoires à dominante herbagère offrent des bouquets de services moins productifs que le premier type mais présentent des atouts et une bonne image auprès du consommateur en termes de préservation de l'environnement, et de qualité des produits. Ce type de systèmes correspond par exemple aux cas-types AOP Massif central, AOP Suisse, Franche-Comté, marais, systèmes transhumants et système ovins Bio discutés dans le chapitre 6. Dans cette partie, nous décrivons à la fois la situation actuelle moyenne comme nous le faisons pour les deux autres types de territoires Fig. 7.7 mais nous illustrons les bouquets de services (Fig. 7.8) grâce à trois exemples qui couvrent le gradient de chargement mis en évidence dans la carte Européenne présentée dans le chapitre 6.

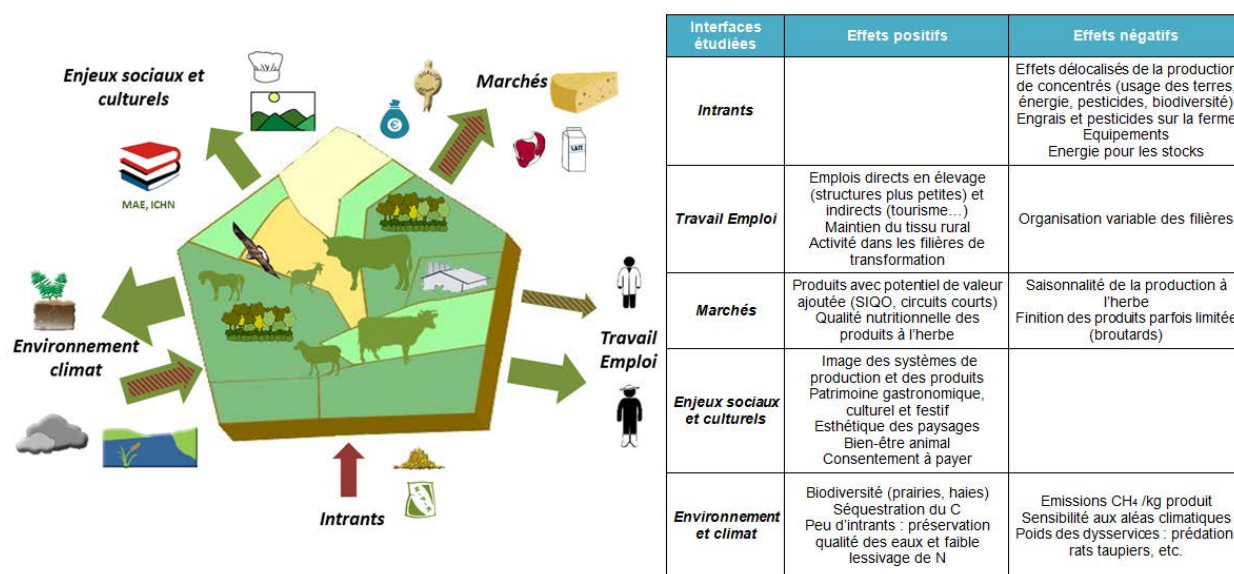


Figure 7.7 : Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires herbagers

Ainsi dans les systèmes herbagers autonomes, rechercher à maximiser la production (par unité de surface ou par animal) n'est pas systématique. L'objectif principal consiste plutôt à valoriser les ressources disponibles localement ce qui réduit l'utilisation d'intrants de synthèse, en premier lieu les produits phytosanitaires sur les cultures, mais aussi la fertilisation minérale des prairies, et la mécanisation dans ces systèmes très « pâturant ». Le niveau de production par animal ou par unité de surface est en général plus faible que pour le premier type de système. La logique d'autonomie se traduit par la production d'une part importante du fourrage sur l'exploitation, l'utilisation de races adaptées aux conditions environnementales (la robustesse des animaux résulte d'un équilibre entre traits productifs et adaptatifs, tels que la mobilisation des réserves corporelles ou la facilité de reproduction (Phocas *et al.*, 2016), et nécessite un plus faible niveau d'investissements. Cette recherche d'autonomie rend ces systèmes relativement résilients aux aléas économiques (Delaby and Fiorelli, 2014). Néanmoins, ils sont en général plus sensibles aux aléas climatiques dont dépendent l'essentiel des ressources fourragères utilisées. Ces systèmes sont fortement adaptés à leur environnement et localement ancrés dans des territoires dont ils font partie intégrante de l'identité. Leurs productions sont ainsi plus facilement valorisables sous signe de qualité de type AOP/IGP, même si une telle voie n'est pas systématique. Il existe cependant des variations autour de cette tendance générale. En effet, chez certains éleveurs, la motivation productive est forte, la maximisation de la production étant le moyen privilégié d'accroître le revenu. De plus, certains cahiers des charges AOP tolèrent des niveaux d'apports de concentrés élevés, jusqu'à 1 800 kg par vache⁴, ce qui nuance l'idée que tous ces systèmes misent sur une recherche d'autonomie alimentaire.

⁴ Cahier des charges de l'appellation d'origine « Comté » : <https://www.inao.gouv.fr/fichier/PNOCDCComte.pdf>

Cahier des charges de l'appellation d'origine « Reblochon » : <https://www.inao.gouv.fr/fichier/PNOCDReblochon.pdf>

Cahier des charges de l'appellation d'origine « Saint-Nectaire » : <https://www.inao.gouv.fr/fichier/PNOCDCSaintnectaire.pdf>

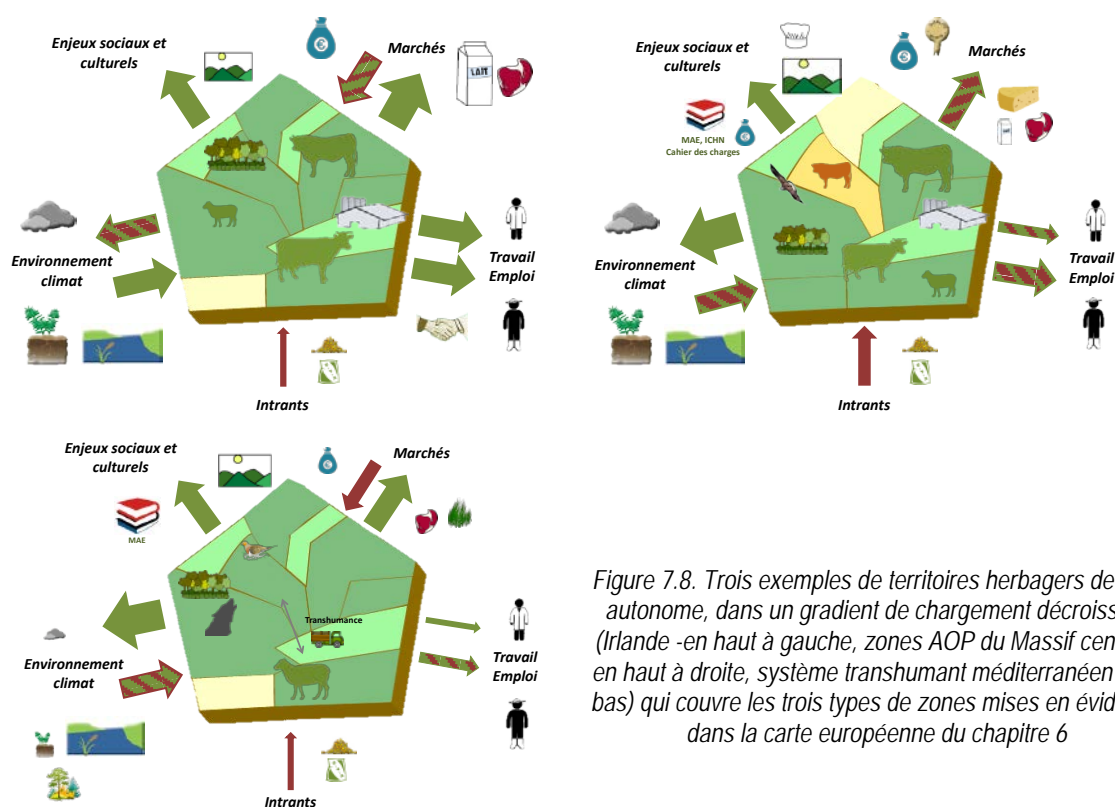


Figure 7.8. Trois exemples de territoires herbagers de type autonome, dans un gradient de chargement décroissant (Irlande -en haut à gauche, zones AOP du Massif central - en haut à droite, système transhumant méditerranéen – en bas) qui couvre les trois types de zones mises en évidence dans la carte européenne du chapitre 6

De manière générale, les systèmes herbagers entretiennent des écosystèmes à haute valeur patrimoniale comme les prairies semi-naturelles, et des paysages caractéristiques tels que les prairies de fauche fleuries au printemps, les paysages de bocage et les parcours (chapitre 4.5). Dans ces territoires un enjeu clé est ainsi de favoriser le maintien ou d'accroître la production sans dégrader les services environnementaux. Une partie du recul des prairies permanentes en France est attribuée à la déprise agricole dans les zones les moins productives et les plus difficiles à exploiter comme les prairies de montagne (Puydarrieux and Devaux, 2013). L'intensification de la conduite des prairies est également un facteur de réduction de la biodiversité de ces écosystèmes (Gaujour *et al.*, 2012). Dans le cas de production sous indication géographique, la typicité des territoires est indissociable de l'image de ces productions (cf. chapitres 6.1 et 6.6). Ces systèmes étant souvent présents de longue date dans les territoires, ils contribuent aussi à leurs traditions culturelles : transhumance, courses camarguaises,... Le lien fort à l'environnement local se traduit par de nombreuses interactions avec les écosystèmes, ces systèmes d'élevage étant non seulement utilisateurs des services intrants fournis par les écosystèmes mais étant également partie intégrante de leur fonctionnement. La fauche ou le pâturage des animaux entretiennent prairies et parcours qui fournissent des services écosystémiques utilisés par d'autres productions (e.g. apiculture et arboriculture) et d'autres secteurs de l'économie (tourisme). La contrepartie de cette forte intégration aux écosystèmes est une plus grande sensibilité à des perturbations de nature environnementale : incertitude climatique qui module la pousse de l'herbe, prédation, invasion de campagnols terrestres, parasitisme,... Les conditions de production de ces systèmes d'élevage (carrières des animaux plus longues, moindre efficacité alimentaire...) font qu'ils génèrent plus d'émission de gaz à effet de serre par unité de produit que les élevages majoritaires dans les territoires à haute densité animale. Cependant, du fait de leur faible densité animale et du rôle des prairies permanentes dans la séquestration du carbone, leur impact environnemental par unité de surface reste en général limité, tout particulièrement pour des impacts locaux comme l'eutrophisation. Par ailleurs, ces systèmes n'entrent pas nécessairement en concurrence avec l'alimentation humaine notamment lorsqu'ils utilisent majoritairement des espaces protégés au titre de l'environnement sur lesquels on ne pourrait pas faire de cultures : prairies d'altitude souvent en pente, parcours ou zones humides.

Sur le plan de l'emploi, ces systèmes herbagers présentent une structure différente de celle des systèmes du type productif. Leur plus faible productivité par hectare pourrait laisser penser que les exploitations nécessitent une surface supérieure pour dégager un revenu comparable, et qu'elles créent ainsi moins d'emplois à l'échelle du territoire. Or, même avec des niveaux de chargement plus faibles, les revenus par hectare peuvent s'avérer comparables à ceux de systèmes beaucoup plus intensifs d'un même territoire. Par exemple, Benoit *et al.* (1997) ont calculé que les fermes ovines spécialisées (avec moins de 10% de cultures dans la SAU) et faiblement chargées (en moyenne 0,95 UGB/ha) du Montmorillonnais avaient un revenu par ha de 172€ ; les exploitations les plus intensives ont un chargement moyen de 1,37 UGB/ha et affichent un revenu par ha de 164€ (Benoit *et al.*, 1997). Les revenus sont donc comparables avec des effectifs animaux 30% plus faibles pour une même surface agricole. Par ailleurs, Garambois et Devienne ont montré que les élevages herbagers avaient en général des surfaces d'exploitations inférieures à celle des exploitations intensives, ce qui accroît la densité des fermes à l'échelle du territoire (Garambois and Devienne, 2010). Cela pourrait avoir des conséquences positives directes et indirectes sur l'emploi local, et ceci d'autant plus que l'activité territoriale de ces fermes est moins dépendante d'importations de matières premières, dont l'énergie et les aliments du bétail. Dans les systèmes AOP, la structuration des filières est très variable (cf. chapitre 6.1) ce qui génère des effets contrastés sur l'emploi dans les territoires. L'évaluation quantitative précise de la contribution de ces systèmes d'élevage à l'emploi dans les territoires reste difficile. Dans les territoires de faible densité de population, ces élevages jouent cependant, dans la plupart des cas, un rôle prépondérant dans le maintien du tissu social. Ce type d'élevage peut également permettre la pluriactivité des exploitations, comme des territoires ruraux : activités d'accueil, association entre élevage et tourisme, etc. Sur le plan des débouchés, ils peuvent faire l'objet de valorisations marchandes très variées (SIQO, circuits courts, vente directe, actions de patrimonialisation, notamment dans des cadres touristiques, etc.). Le développement important, ces trente dernières années, d'une économie de la qualité dans le domaine alimentaire (Nicolas *et al.*, 1995 ; Valceschini and Lagrange, 2007) montre qu'ils sont prisés par un nombre croissant de consommateurs.

Les menaces qui pèsent sur les systèmes herbagers proviennent à la fois de l'intensification des pratiques agricoles et des dynamiques démographiques et économiques de déprise à l'œuvre au sein du tissu agricole dans certains territoires :

- Un exemple de menace du premier type est donné par le cas du Massif central dans lequel l'uniformisation des pratiques à l'échelle régionale, avec par exemple le développement de l'ensilage d'herbe qui exploite les couverts très précocement, semble une menace plus importante pour la biodiversité que l'intensification locale de quelques parcelles (Carrère *et al.*, 2002) ; chapitre 6.1). Le cas de l'Irlande (chapitre 6.2) montre également d'une situation où le développement d'une filière intégrée dans des systèmes alimentaires globalisés n'a pu être conduit qu'au prix d'un accroissement des pressions environnementales.
- Un exemple de menace du second type est illustré par les Pyrénées, où les tendances actuelles de diminution du nombre et d'agrandissement des exploitations concentrent la fauche et le pâturage en fond de vallée. La déprise agricole a pour conséquence de réduire l'utilisation de certaines parcelles de pentes intermédiaires plus difficilement exploitables, qui plus est dans un contexte de pression foncière important en zones touristiques. Or, l'entretien des zones de pentes intermédiaires est particulièrement important vis-à-vis du maintien de l'ouverture des paysages et de la préservation du patrimoine bâti (Gibon *et al.*, 2015).

Un compromis fréquemment recherché pour répondre aux deux types de menaces précitées vise à préserver les bonnes performances environnementales de ces systèmes sans pour autant pénaliser (voir en développant) leur potentiel de production. Nous proposons dans la partie suivante des leviers d'action dans les territoires herbagers allant dans ce sens. Ces différents leviers s'inscrivent principalement dans la seconde voie de modernisation écologique des systèmes d'élevage qui favorise l'utilisation des services écosystémiques. Nous présenterons d'abord les leviers au niveau des troupeaux et exploitations d'élevage, puis des leviers d'action au niveau des territoires.

7.2.2.2. Les leviers d'actions dans les exploitations herbagères : gérer les compromis entre production et biodiversité de la parcelle jusqu'à l'exploitation.

Au niveau des pratiques, le choix de la période de pâturage est un facteur clé pour arbitrer la performance productive et environnementale des systèmes herbagers. Le pâturage tardif ou l'exclusion temporaire de certaines parcelles destinées à la fenaison au pic de floraison augmentent l'intensité de floraison des prairies et leur valeur esthétique, ainsi que la diversité des insectes qu'elles abritent (dont les pollinisateurs), sans nécessairement réduire le chargement ni les performances animales (Farruggia *et al.*, 2012 ; Scohier *et al.*, 2013 ; Sjödin, 2007). Réduire le chargement et le niveau de fertilisation minérale et organique des prairies semi-naturelles permet généralement d'accroître leur richesse floristique et faunistique (Dumont *et al.*, 2009 ; Jerrentrup *et al.*, 2014 ; Klimek *et al.*, 2007) mais avec le risque d'impacter négativement les quantités de lait ou de viande produites par unité de surface. Les fauches tardives permettent également la nidification de nombre d'espèces d'oiseaux. Ces parcelles temporairement non utilisées permettent de compenser les effets d'une utilisation intensive d'autres surfaces de l'exploitation (Franzen and Nilsson, 2008). C'est le principe des surfaces de compensation écologiques instaurées dès le milieu des années 1990 en Suisse, et qui imposent une gestion environnementale sur 7% des parcelles exploitables d'une exploitation. La localisation de ces parcelles peut se raisonner afin de créer des corridors écologiques (Öckinger and Smith, 2007) qui maximisent leurs bénéfices environnementaux. La conservation des milieux semi-naturels, en particulier des prairies permanentes diversifiées et des haies répond à des objectifs de conservation de la biodiversité, mais réduit les niveaux de production du fait de la moindre productivité de ces prairies et peut engendrer un temps de travail accru (par exemple pour gérer de petites parcelles ou entretenir des haies) ; ainsi les mesures agri-environnementales restent-elles un levier nécessaire pour inciter les éleveurs à préserver ces éléments naturels. La recherche de compromis entre la performance productive et écologique des systèmes herbagers va donc au-delà du mode de conduite des parcelles.

A l'échelle de l'exploitation, l'objectif de préservation de la biodiversité prairiale conduit à conserver des prairies riches en légumineuses (Goulson *et al.*, 2005), des bandes enherbées en bordure de parcelles (Marshall *et al.*, 2006) et promeut une utilisation diversifiée des surfaces (Weibull *et al.*, 2000). Le résultat du compromis dépend alors de la proportion des différents types d'usages agricoles dans l'exploitation ainsi que du type d'exploitation (Sabatier *et al.*, 2015). En zones de montagne, les innovations cherchent à optimiser la gestion du système fourrager, ou à supprimer l'usage des concentrés dans des systèmes extensifs valorisant des prairies diversifiées (Farruggia *et al.*, 2012). Dans cette étude, l'optimisation du fonctionnement du système fourrager permet de disposer de fourrages de bonne valeur nutritive tout en préservant la biodiversité des prairies et se traduit par une production laitière qui persiste plus longtemps durant la saison de pâturage. Les laits ont un profil en acides gras intéressant (avec notamment une plus forte concentration en acide linoléique et en acide oléique, et une plus faible teneur en acide palmitique), mais les différences de qualité sensorielle des fromages restent limitées. La maîtrise de la reproduction est un verrou majeur dans de tels systèmes (Pires *et al.*, 2015). Ceci soulève la question des génotypes à utiliser dans les systèmes très bas-intrants qui sollicitent les capacités adaptatives des animaux. On cherchera en priorité des races caractérisées par leur rusticité, leur capacité de « finition » des produits à l'herbe, leur résistance au parasitisme, leur aptitude à la marche, leur résistance au froid ou à l'humidité et leur autonomie de mise bas (Boissy *et al.*, 2005 ; Grandin and Deesing, 2014). Associer plusieurs espèces pour bénéficier des synergies permises par la mixité (Dumont *et al.*, 2013) constitue une autre option technique. Celle-ci nécessite que l'éleveur acquière des compétences et ait un intérêt vis-à-vis de ces différentes espèces. L'intérêt de la mixité réside dans une meilleure utilisation des couverts pâturés et donc de meilleures performances animales (d'Alexis *et al.*, 2014), une diminution de la pression parasitaire qui s'exerce sur les animaux par effet de dilution (les larves consommées par une espèce non compatible sont perdues) et une diversification des productions qui tamponne la marge brute de l'exploitation. La gestion de plusieurs troupeaux pourrait en revanche alourdir la charge de travail, et actuellement peu de références sont disponibles pour optimiser la gestion de tels systèmes.

Les atouts de la prairie sur le plan environnemental ne se limitent pas à la biodiversité. En effet, l'alimentation à l'herbe est également favorable à la réduction des émissions de gaz à effet de serre par kilo de produit car ceci conduit à limiter les achats d'aliments du bétail et les impacts indirects des produits phytosanitaires nécessaires à

leur production (Veyssset *et al.*, 2010). Les systèmes en agriculture biologique présentent de ce point de vue un intérêt particulier en raison de la réduction de l'utilisation de concentrés et surtout de la fertilisation azotée (Casey and Holden, 2006). Plus largement, il existe, dans les systèmes herbagers, un lien assez naturel entre l'efficacité technique ou économique du système et un impact environnemental favorable mesuré au travers des émissions de gaz à effet de serre ou de la consommation d'énergie ramenée au kg de produit (Benoit and Dakpo, 2012 ; Veyssset *et al.*, 2015). Sur les parcours du Causse, Jouven *et al.* (2011) ont par exemple modélisé qu'il était possible de faire passer l'autonomie alimentaire d'une exploitation de 73 à 93% en repensant le fonctionnement du troupeau ovin viande (c'est-à-dire en faisant coïncider les périodes d'agnelage avec la pousse de l'herbe) et l'utilisation des surfaces pastorales (en fertilisant de façon modérée certaines parcelles pour bénéficier de plus d'herbe précocement en saison) (Jouven *et al.*, 2011). Ainsi, malgré une légère baisse de la productivité animale de l'ordre de 6%, le résultat économique progresse de 40%, les émissions de gaz à effet de serre sont stables (-3%) et la consommation d'énergie diminue de 29%. Le résultat économique global est également moins sensible aux aléas techniques et économiques. La meilleure rentabilité économique d'un tel système est un facteur de maintien de l'élevage ovin dans ces milieux.

7.2.2.3. Au niveau des territoires herbagers : des démarches collectives pour gérer les compromis entre services écosystémiques et production tout en préservant le tissu rural

L'identification des produits animaux par des signes de qualité (appellations d'origine, labels,...) peut être un moyen efficace de valorisation économique compatible avec un haut niveau d'exigences environnementale. Dans ces situations, l'organisation des filières prend une importance majeure et ceci indépendamment des volumes de production comme l'illustrent les exemples des AOP Comté et Laguiole (chapitre 6.1). Des gouvernances territoriales des filières caractérisées par la transparence des prix et des mécanismes institutionnels de régulation permettent alors de préserver l'avantage compétitif procuré par le lien entre le produit et le territoire. De telles configurations institutionnelles sont dans l'ensemble favorables à la vitalité territoriale (meilleure rémunération des producteurs, création d'emplois grâce à la transformation locale des produits) et aux services environnementaux, par exemple via l'interdiction des ensilages. Ces filières, souvent présentées comme des « modèles », s'avèrent cependant difficilement reproductibles : les conditions de leur transférabilité à d'autres territoires font donc l'objet de nombreuses interrogations. Les articulations entre gouvernances sectorielle et territoriale constituent un maillon essentiel de toutes ces réflexions. Dans « L'essai d'écologie territoriale, l'exemple d'Aussois en Savoie », Bonaudo *et al.* consacrent un chapitre au système agro-alimentaire de cette région de montagne qui est passée d'une agriculture agropastorale vivrière (1925-1960) à un système pastoral spécialisé (1965-2013) valorisant essentiellement des produits sous labels, le fromage de Beaufort et dans une moindre mesure l'agneau de Sisteron (Bonaudo *et al.*, 2015). Les flux de matières sont approchés par les flux d'azote. La comparaison des flux montre l'importance des changements sur une période courte. D'un système autonome en azote on est passé à un système ouvert et beaucoup plus dépendant des marchés grâce à un découplage des cycles biogéochimiques. Ceci se traduit par des flux monétaires beaucoup plus importants (marchés, subventions, crédits) qui conditionnent dorénavant les flux de matière. Cette dépendance fragilise le système local face aux chocs extérieurs et à l'endettement (bien qu'encore faible dans le cas de l'Aussois). L'activité pastorale en permettant le maintien de paysages ouverts participe à l'attrait touristique du territoire. La certification des produits est essentielle en garantissant une stabilité des prix.

A l'échelle du paysage, on retrouve des possibilités d'arbitrage entre la performance productive et la performance écologique des territoires. Au-delà de la proportion des différents types fonctionnels d'usages agricoles, leur agencement spatial offre de nouveaux leviers avec une plus grande probabilité de concilier les deux types de performance dans des organisations paysagères complexes (Sabatier *et al.*, 2014) – Figure 7.9.. Préserver les infrastructures paysagères telles que les haies, les arbres isolés, les murets, les bandes enherbées, etc. prend une importance majeure pour la biodiversité, car celles-ci jouent un rôle de corridors écologiques qui relient entre eux des habitats vitaux pour une espèce. Les paysages de bocage sont exemplaires à cet égard ; leur cohésion spatiale augmente avec la longueur totale des haies, mais conserver et développer celles-ci génère des coûts d'entretien ou d'installation.

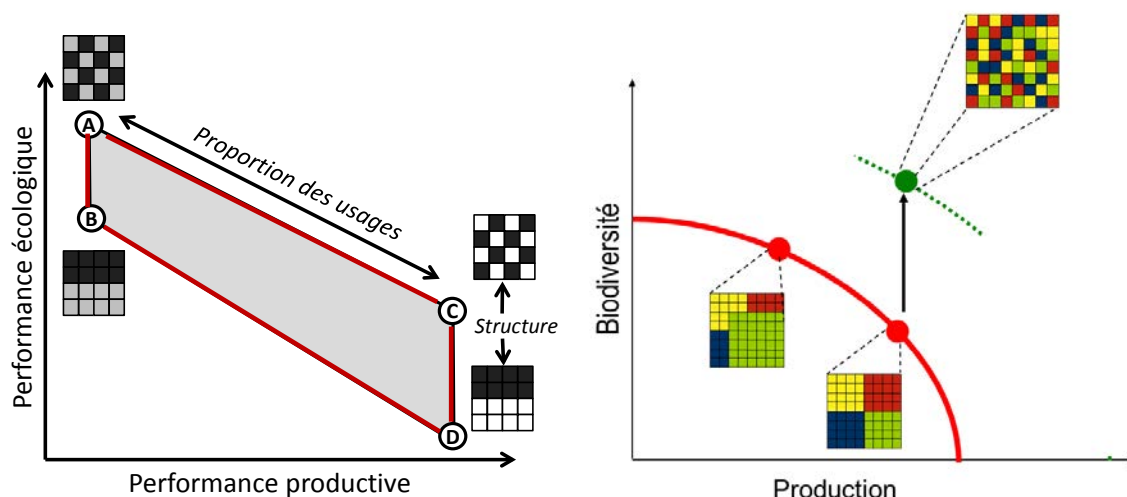


Figure 7.9. Relations entre production agricole et performance écologique dans le cas d'un paysage composé d'usages agricoles complémentaires sur le plan écologique (d'après Sabatier et al. 2014)

Par ailleurs, les nouvelles formes d'organisations collectives pour la valorisation des haies en bois énergie peuvent améliorer les revenus agricoles et rémunérer le travail occasionné par l'entretien des haies (Pierre, 2016; Tritz, 2012 ; 2013). De la même manière, dans les prairies alpines, une démarche participative a permis de proposer différents scénarios de gestion collective du territoire. Au-delà de la hiérarchisation des services, l'enjeu est de trouver des solutions d'aménagement de l'espace susceptibles d'être adoptées par l'ensemble des acteurs locaux. La perception des synergies et des antagonismes entre services dépend également de la position et des intérêts des différents acteurs, et des échelles d'espace et de temps considérées (Duru *et al.*, 2015 ; Rodriguez *et al.*, 2006). Ainsi, Lamarque et al. ont tenté de comprendre comment la connaissance des services écosystémiques et leur valeur influençaient les pratiques des éleveurs (Lamarque *et al.*, 2014). Par un jeu de rôle, ceux-ci pouvaient apprécier les conséquences de leurs pratiques sur la fourniture de services écosystémiques et les adapter afin d'en améliorer le niveau. Plus globalement, une gouvernance territoriale impliquant les gestionnaires des ressources naturelles et les acteurs de l'élevage semble nécessaire pour développer des solutions pérennes dans les territoires à forts enjeux « naturels ». Ces formes de gouvernance peuvent passer par des divers dispositifs tels que les mesures agri-environnementales, ou les baux ruraux environnementaux. La recherche de compromis est facilitée par des démarches participatives intégrant les différents acteurs concernés y compris les professionnels du tourisme et les acteurs ayant un usage récréatif de ces espaces dont les promeneurs et les chasseurs (cf. chapitre 6.7), mais ceci suppose une maîtrise des limites inhérentes à ce type de démarche.

Principaux enseignements

Les systèmes d'élevage des territoires herbagers autonomes se caractérisent par le fort recours au pâturage qui permet de valoriser des milieux difficilement utilisables pour d'autres productions. En cela ils n'entrent pas (ou peu) en compétition avec les productions végétales destinées à l'alimentation humaine. En valorisant les prairies et les parcours, ils contribuent à l'entretien d'écosystèmes caractéristiques et fournissent par la même une grande diversité de services. Sur le plan environnemental par exemple, ils contribuent au maintien d'une biodiversité riche et caractéristique des milieux ouverts mais aussi contribuent à la prévention de certains risques naturels (érosion, incendies,...). Sur le plan culturel et patrimonial, ils sont un point central du maintien de nombreux paysages caractéristiques (Alpages, garigues,...). Enfin, en maintenant des activités économiques dans des espaces autrement délaissés ils sont un maillon clef du maintien de la cohésion rurale et de la lutte contre la désertification (Chapitre 5.9). Dans des contextes favorables (sur le plan pédoclimatique mais aussi socio-économique), ces systèmes peuvent montrer des résultats économiques très intéressants en alliant un faible niveau de charges (lié à leur grande autonomie) et une bonne valorisation des produits lorsque ceux-ci sont

adossés à des signes de qualité qui permettent de valoriser les services environnementaux et culturels de l'élevage. En revanche lorsque ces services ne peuvent être valorisés, les territoires herbagers sont soumis à la double menace de l'intensification et de l'abandon. Cette expertise met en avant plusieurs leviers d'action pour limiter ces risques (synthétisés dans le Tableau 7.4), mais en lien à la nature même de ces systèmes, l'efficacité de ces leviers reste très dépendante des conditions pédoclimatiques locales et les solutions présentées ici ne peuvent être envisagée qu'en adéquation avec le contexte local.

Tableau 7.4 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires de type « herbager »

	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
<i>Situation actuelle</i>	<p>Bouquets de service avec forte expression des services de qualité environnementale et patrimoniale - Niveau d'autonomie élevé, mais plus faible niveau de production par animal ou par unité de surface que dans le type « productif »</p> <p><i>Menaces : intensification des pratiques agricoles et dynamiques démographiques de déprise</i></p>
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Raisonnement l'utilisation des prairies par une approche systémique de l'alimentation, la santé et l'environnement</p> <ul style="list-style-type: none"> • Raisonner la conduite du pâturage en fonction de compromis entre production et environnement : <ul style="list-style-type: none"> - (pâturage ou fauche tardifs ou exclusion de parcelles, surfaces de compensations écologiques en Suisse, ...) - Conserver des prairies riches en légumineuses et des infrastructures agroécologiques (haies, bois, bandes enherbées, ...) • Repenser la gestion du troupeau en lien avec la pousse de l'herbe <ul style="list-style-type: none"> - Mettre en cohérence les exigences alimentaires des troupeaux et la qualité des fourrages (période de vêlages, type d'animaux, de récoltes...) - Optimiser la gestion du système fourrager et/ou supprimer l'usage des concentrés dans des systèmes extensifs valorisant des prairies diversifiées - Développer la mixité des troupeaux (ovin-bovin, ...) pour valoriser l'herbe et limiter les parasites
Echelle : Territoire	<p>Organisation territoriale pour des projets à haute valeur environnementale et économique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maintenir et développer des filières de produits de qualité <ul style="list-style-type: none"> - Raisonner les gouvernances territoriales des filières de qualité caractérisées par la transparence des prix et des mécanismes institutionnels de régulation (AOP Laguiole, Cantal) - Développer de nouvelles formes d'organisations collectives pour la valorisation des haies en bois énergie • Développer des cercles d'information et lieux d'apprentissages : <ul style="list-style-type: none"> - pour les agriculteurs sur l'effet de leurs pratiques sur les services écosystémiques - Développer des discussions collectives entre acteurs locaux concernés par les évolutions de l'élevage (éleveurs et acteurs de la filière, tourisme, ONG, ...) • Favoriser les organisations paysagères complexes (connectivité de la trame verte : haies, les arbres isolés, les murets, les bandes enherbées, ...)

7.2.3. D'autres voies de gestion des compromis entre services permises par les systèmes de polyculture-élevage

7.2.3.1. La situation actuelle : des bouquets de services rendus par l'élevage appauvris par la diminution de l'élevage dans les territoires de cohabitation entre cultures et élevage

En associant productions animales et végétales, les territoires de polyculture-élevage fournissent de nombreux services, en particulier des services intrants en améliorant la qualité des sols et l'hétérogénéité des paysages (Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2016b). Une réelle intégration entre cultures, élevage et prairies représente alors un moyen efficace de boucler les cycles biogéochimiques, en particulier de re-coupler les cycles du carbone et de l'azote (Soussana and Lemaire, 2014). La recherche d'autonomie au sein des exploitations de polyculture-élevage favorise le lien au sol et permet une diversification des rotations et des assolements. En particulier, l'insertion dans les rotations de prairies riches en légumineuses ou de cultures de protéagineux fait entrer l'azote atmosphérique dans le système et stabilisent le rapport C/N de la matière organique du sol. Dans l'idéal, l'alimentation des animaux privilégie les céréales et les graines d'oléo protéagineux produites localement, et leurs déjections fertilisent ces cultures, transformant un risque de nuisance sur l'environnement en un coproduit qui permet de réduire la fertilisation minérale (chapitre 4, sols). Par ailleurs, les exploitations de polyculture-élevage peuvent réaliser des économies de gamme via l'élaboration conjointe de différents types de produits. Ainsi les systèmes de polyculture-élevage représentent-ils un modèle éco-efficace d'agriculture qui permet de hauts niveaux de production par unité de surface, tout en limitant l'usage des intrants de synthèse et les pollutions (Wilkins, 2008). Une réelle complémentarité entre les ateliers s'avère cependant nécessaire pour obtenir de bonnes performances économiques et environnementales, comme cela a par exemple été montré dans le cas de l'agriculture biologique (Liu *et al.*, 2016; Moraine *et al.*, 2014), ou en agriculture conventionnelle en zone défavorisée (Benoit and Laignel, 2011 ; Ryschawy *et al.*, 2012) cf. chapitre 6.5 polyculture-élevage).

Malgré ces intérêts potentiels, de nombreux travaux soulignent les problèmes d'organisation du travail dans les exploitations de polyculture-élevage (Gédouin, 2008 ; Ryschawy *et al.*, 2012; Veyssset *et al.*, 2005 ; Wilkins, 2008). La charge de travail est généralement élevée dans les exploitations de polyculture-élevage (chapitre 5.8). Actuellement, elles ont une productivité du travail (exprimée en EBE/UTA non salarié) en moyenne plus faible que les exploitations de grandes cultures, et au sein de l'UE elles ne dégagent en général pas de hauts revenus à l'exception de la France, la Belgique ou l'Italie (cf. chapitre 1). Ces éléments ont fortement influé sur la diminution des exploitations de polyculture-élevage, par ailleurs difficile à transmettre du fait d'un plus fort capital lié aux besoins des ateliers d'élevage et de cultures (matériel, surfaces, bâtiments, etc.) et d'un besoin spécifique de compétences en élevage et en cultures. Le système dominant de type polyculture-élevage correspond au cas-type 6.5 décliné dans ce document autour du bassin Tarn-Aveyron, du Montmorillonnais et de la Bresse, et aux systèmes de poulets labels (chapitre 6.7) ; il est schématisé figure 7.10.

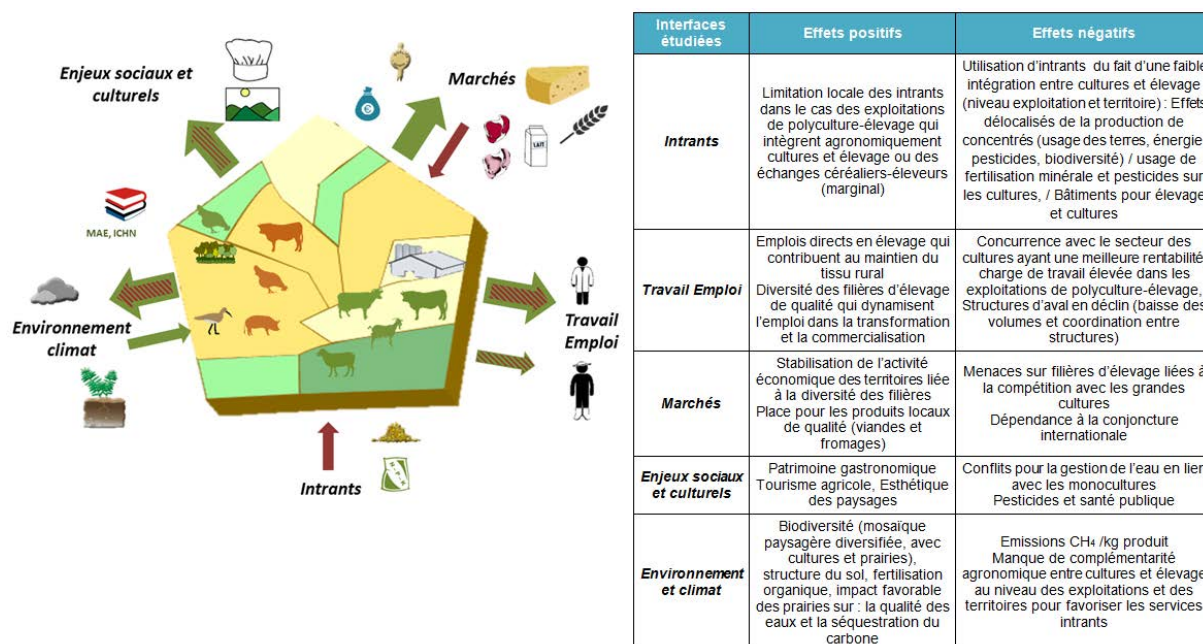


Figure 7.10. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires de cohabitation entre cultures et élevage

A l'inverse de ce que l'on observe dans les territoires à « haute densité animale », la charge animale a fortement diminué dans les territoires de polyculture-élevage dans lesquels l'élevage souffre d'une forte concurrence avec les grandes cultures, plus rentables économiquement et plus simples à gérer en terme d'organisation du travail. La monoculture a été largement plébiscitée par les marchés et les politiques publiques de modernisation agricole aux dépens des exploitations de polyculture-élevage (Ryschawy *et al.*, 2013). Cette dynamique a également conduit à un appauvrissement en matière organique des sols dans les zones de grandes cultures, aujourd'hui largement reconnu au niveau scientifique et technique (Ademe, 2014 ; Perrot *et al.*, 2012 ; Soussana and Lemaire, 2014), cf. objectif 4/1000 du Ministère). Enfin, dans le bassin Tarn-Aveyron, la monoculture de maïs est remise en cause par l'Agence de l'eau, les écologistes et les scientifiques travaillent sur l'identification d'alternatives (Murgue *et al.*, 2015) car l'irrigation du maïs pose des problèmes de gestion quantitative de l'eau en été. Les conflits sur l'usage de l'eau conduisent à de véritables crises sociales qui dépassent le monde agricole et pourraient constituer de véritables leviers pour la transition agroécologique des systèmes agricoles locaux.

Dans les territoires où coexistent encore des exploitations de grandes cultures et d'élevage, une diversité de paysages favorables à la biodiversité peut encore être observée et les problèmes environnementaux se font moins sentir. Dans le bassin Tarn-Aveyron, par exemple, les acteurs locaux mettent en avant la renommée et la diversité des filières de qualité pour les produits issus des systèmes herbagers et monogastriques, qui sont des piliers du patrimoine et de l'économie locale. La coexistence de ces systèmes est une richesse pour la zone, à la fois en termes de paysage, d'offre gastronomique pour les touristes et de qualité environnementale. Pourtant on observe toujours une tendance à l'hyperspécialisation de petits territoires en grandes cultures par exemple dans le Montmorillonnais, où de moins en moins d'exploitations maintiennent de l'élevage et les prairies sont largement menacées.

Compte-tenu de cette situation actuelle, deux types de menaces pèsent sur les exploitations de polyculture-élevage et les territoires où cohabitent cultures et élevages :

- Tout d'abord, dans la pratique, la mise en œuvre des interactions entre les ateliers d'élevage et de cultures qui est à la base des propriétés du système, n'est pas toujours réalisée ou ne l'est que partiellement (Perrot *et al.*, 2012 ; Ryschawy *et al.*, 2014 ; Sneessens *et al.*, 2014). Ainsi, la majorité des exploitations de polyculture-élevage ne fonctionnent-elles pas sur le principe d'économies de gamme mais sur une logique d'économie d'échelle, comme les systèmes spécialisés. Moraine *et al.* ont

conceptualisé le fonctionnement des systèmes de polyculture-élevage en montrant que l'interaction pouvait être plus ou moins forte entre les animaux, les prairies et les cultures (Moraine *et al.*, 2014) – Figure 7.11. S'il y a une déconnexion entre les ateliers, les bénéfices potentiels ne sont pas obtenus. Des observations en réseaux de fermes montrent alors que les exploitations de polyculture-élevage n'ont alors pas de meilleures performances économiques, ni environnementales que les fermes d'élevage spécialisées (Perrot *et al.*, 2012; Ryschawy *et al.*, 2012 ; Veysset *et al.*, 2014). Produire à la fois des cultures et des produits animaux tamponne cependant les fluctuations interannuelles du marché.

- Ensuite, malgré ces intérêts potentiels, de nombreux travaux soulignent les problèmes d'organisation du travail dans les exploitations de polyculture-élevage (Gédouin, 2008 ; Ryschawy *et al.*, 2012; Veysset *et al.*, 2005 ; Wilkins, 2008). La moindre productivité du travail et les besoins élevés en compétences ne favorisent pas le maintien ou l'adoption d'exploitations de polyculture-élevage. Enfin les dynamiques d'échanges céréaliers-éleveurs même si elles permettent potentiellement certains bénéfices environnementaux relèvent d'organisations complexes et n'atteignent pas toujours les effets positifs attendus sur l'environnement (Regan *et al.*, 2015). Ces démarches sont encore anecdotiques à ce jour.

Au niveau du territoire, la cohabitation entre élevage et cultures offre néanmoins une gamme de leviers plus large pour concilier performances productives et environnementales, notamment via les interactions entre composantes du système et le bouclage des cycles biogéochimiques. A ce titre, ces systèmes peuvent relever des deux voies de modernisation écologique précitées. Dans la partie suivante, des leviers d'action seront présentés au niveau des exploitations de polyculture-élevage puis plus largement des territoires.

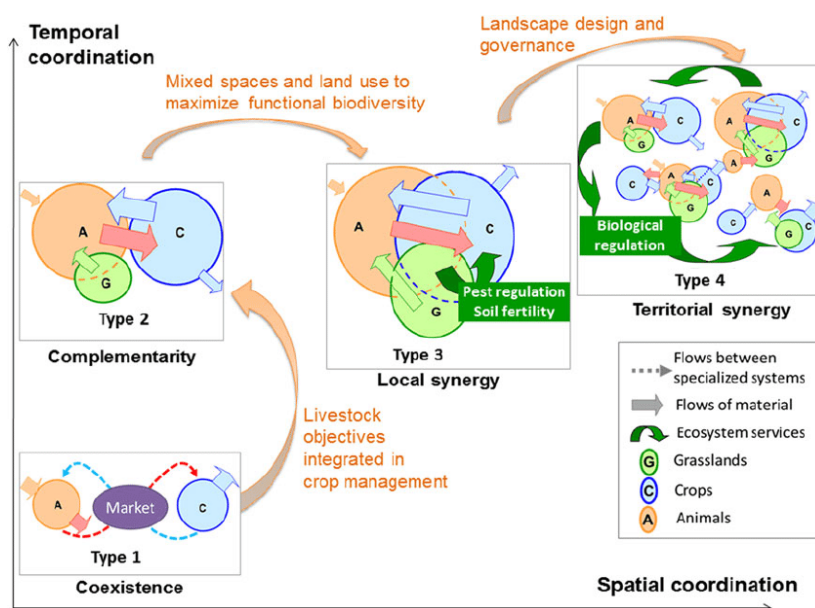


Fig. 7.11. Représentation conceptuelle des différents degrés de complémentarités spatio-temporelles entre cultures et élevage au niveau de l'exploitation et du territoire de cohabitation entre cultures et élevage.

Ce modèle décrit trois entités à coordonner dans les dimensions spatiales et temporelles : les animaux, les cultures et les prairies, dont le niveau de « recoupement » détermine le « degré d'intégration », de la simple coexistence à la complémentarité puis à la synergie. L'accroissement du degré d'intégration augmente le potentiel de bénéfices, par exemple, le recyclage des nutriments est plus important lorsque les fourrages produits dans les systèmes de culture sont utilisés directement par les animaux dont les déjections reviennent pour fertiliser les cultures, soit via une coordination temporelle (récolte puis distribution des fourrages puis épandage des déjections), soit via une coordination spatiale et temporelle (pâturage direct de surfaces fourragères ou résidus de cultures). Des échanges de parcelles peuvent représenter une forme assez aboutie d'intégration culture – élevage, une prairie éventuellement pâturée, gérée par l'éleveur, pouvant entrer dans la rotation d'un céréalier. Ces formes approfondies de coordination (complémentarité, synergie) nécessitent bien sûr une coordination technique et organisationnelle entre agriculteurs. (adapté de (Martin *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2016 ; Ryschawy *et al.*, 2016b).

7.2.3.2 Des leviers d'actions pour améliorer l'efficacité des systèmes de polyculture-élevage en introduisant des animaux dans les systèmes de cultures

Les études à l'échelle de l'exploitation sont moins fréquentes pour les élevages de monogastriques que pour les élevages de ruminants, l'échelle de l'atelier étant souvent privilégiée (Baudon *et al.*, 2005; Dourmad *et al.*, 2012). Baudon *et al.* ont modélisé une exploitation agricole produisant à la fois des porcs à l'engrais et des cultures de vente (Baudon *et al.*, 2005). L'objectif était d'optimiser la configuration du système de production sous contraintes environnementales pour différents chargements. Pour chaque simulation, le modèle détermine les formules d'aliment, l'assolement, le système de gestion des effluents et la fertilisation qui maximisent la marge brute de l'exploitation pour une surface donnée. Différentes filières de gestion des effluents (lisier, fumier, lisier + fumier, compost de fumier, compost de lisier, traitement biologique avec ou sans séparation de phase) ont été testées. Jusqu'à 50 porcs engraisés/ha/an, soit une charge organique d'environ 140 kg N/ha, la filière lisier offre la marge brute la plus élevée. Entre 60 et 80 porcs/ha les filières mixtes lisier/fumier et lisier/lisier composté sont les plus intéressantes, et au-delà de 90 porcs/ha, les stratégies avec compostage de lisier ou traitement anaérobie offrent les meilleurs résultats. Dans l'ensemble, la marge brute est plus élevée pour les filières « lisier » que pour les filières « fumier », principalement en raison d'un meilleur recyclage de l'azote comme fertilisant (rappelons que les pertes gazeuses sont plus importantes dans les litières) et du coût de l'approvisionnement en paille. Les bilans d'azote et de phosphore sont plus excédentaires pour les filières fumier, alors que la volatilisation d'ammoniac est plus importante pour les filières lisier. La quantité de travail est supérieure pour les filières fumier. Cette étude confirme l'intérêt qu'il y a à optimiser simultanément l'ensemble du système (Teffène *et al.*, 1999) du fait des relations étroites entre productions végétale et animale, à la fois pour la valorisation des déjections et pour la formulation des aliments. Les systèmes les plus durables sur le plan environnemental et économique présentent des chargements se situant entre 50 et 80 porcs produits/ha/an, soit pour un élevage naisseur-engraisseur l'équivalent d'environ 2 à 3 truies et leur suite par hectare. Dans cette situation, 25 à 30 % des effluents sont gérés sous forme solide (fumier ou lisier composté), le reste étant géré sous forme liquide. Ces effluents couvrent 80% des besoins en fertilisation de l'exploitation, avec une autonomie d'approvisionnement de 100% pour la paille et de 50% pour les aliments. Ce niveau de chargement est assez proche du cas-type décrit par Bordes *et al.* représentatif du lien au sol moyen dans les Pays de la Loire (0,35 ha SAU par truie pour une exploitation moyenne de 80 ha), avec environ 50% de l'aliment fabriqué à la ferme (Bordes *et al.*, 2016). Dans cette étude, les exploitations disposant d'une surface plus importante par truie (0,7 ha/truie, soit 140 ha en moyenne) dégagent des revenus plus élevés avec une contribution plus importante de l'atelier végétal. En pratique le renchérissement du foncier et surtout la disponibilité des surfaces constituent des facteurs limitant l'évolution vers plus d'autonomie alimentaire.

Un exemple emblématique d'évolution d'un système qui cherche à répondre aux recommandations de l'Union Européenne pour la protection des animaux d'élevage est le développement de méthodes alternatives au gavage chez l'oie landaise. La distribution de maïs à volonté après une phase de restriction alimentaire, associée à une réduction de la durée d'éclairage des bâtiments de 10 à 7 heures par jour permet l'expression d'un comportement d'hyperphagie transitoire chez l'oie associé à un engraissement spontané de son foie (Guy *et al.*, 2013). Ce système présente un intérêt évident vis-à-vis du bien-être animal, et améliore aussi les conditions de travail du producteur en supprimant les contraintes posturales et organisationnelles liées au gavage (Litt *et al.*, 2014). En revanche, l'ensemble des impacts environnementaux (contribution au changement climatique, potentiel d'acidification et d'eutrophisation, consommation d'eau et d'énergie, besoins en surfaces) sont fortement dégradés en raison d'indices de consommation plus élevés, et d'une durée d'élevage plus longue pour des poids de foie inférieurs (Brachet *et al.*, 2015). Les travaux d'Arroyo *et al.* ont montré que l'utilisation de sorgho plutôt que du maïs pour alimenter et gaver les animaux réduisait les impacts environnementaux par kg de foie tout en améliorant les performances économiques du système (Arroyo *et al.*, 2013). Les foies produits en système auto-gavé sont en revanche moins appréciés des dégustateurs (leur texture est moins fondante, ils sont plus sombres et plus odorants), ce qui pose problème pour un produit de tradition gastronomique.

7.2.3.3. Les leviers d'actions pour favoriser des exploitations de polyculture-élevage qui favorisent les services écosystémiques : Combiner un portfolio de pratiques pour mieux coordonner animaux-cultures-prairies-arbres

Le levier principal pour améliorer les systèmes de polyculture-élevage ayant des ruminants et/ou des monogastriques repose sur la diversification des rotations et des assolements afin d'atteindre une autonomie en intrants, en particulier pour l'alimentation des animaux. La teneur en matière organique des sols de cultures est également améliorée lorsque des prairies temporaires sont introduites dans les rotations, en particulier lorsqu'il s'agit de mélanges graminées-légumineuses (Lemaire *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2014; Soussana and Lemaire, 2014). En zone méditerranéenne, Kragt *et al.* ont ainsi modélisé que les prairies de luzerne introduites dans la succession culturale augmentaient la fertilité des sols et leur capacité drainante (Kragt and Robertson, 2014). Un bénéfice économique est constaté lorsque la durée de présence de la luzerne est de un ou deux ans, période durant laquelle on assiste à une amélioration conjointe de la performance économique et environnementale du système. Au-delà de deux ans, le manque à gagner lié au prix élevé des céréales réduit la valeur de ce qui est produit sur l'exploitation. La minéralisation de l'azote, la teneur en matière organique des sols et leur capacité drainante continuent d'augmenter aux dépens de la performance économique du système (Fig. 7.12). Les prairies ont aussi un rôle tampon dans le système dont les performances tant économiques qu'environnementales sont plus stables lorsque la luzerne persiste dans la succession culturale (Kragt and Robertson, 2014).

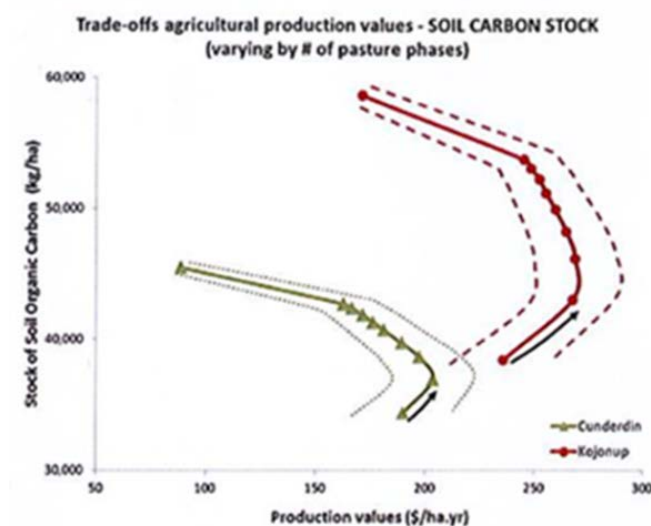


Figure 7.12. Synergies et antagonismes entre le service de production et le service de régulation du climat (via le proxy stockage du Carbone dans le sol), résultant d'une présence plus ou moins longue de prairies de luzerne dans une succession culturale, dans deux sites en zone Méditerranéenne (Kragt and Robertson, 2014). Le nombre d'années de présence de la luzerne augmente en suivant les flèches. La figure révèle une synergie entre le bénéfice économique et le bénéfice environnemental les deux premières années, puis un antagonisme. Elle révèle aussi le rôle tampon de la luzerne avec une moindre variabilité des performances (entre les tirets) lorsqu'elle est longtemps présente.

Une option pertinente pour favoriser l'autonomie des systèmes de polyculture-élevage sans concurrencer le système de cultures de vente est d'introduire des inter-cultures fourragères. Ceci offre la possibilité d'améliorer l'autonomie alimentaire des troupeaux, tout en favorisant la qualité du sol et en limitant l'érosion avec un sol couvert toute l'année. En termes économiques, un scénario dans lequel un trèfle violet serait implanté entre deux céréales d'hiver et fauché avec une inter-culture avoine-vesce pâturée avant des cultures d'été permettrait d'augmenter la marge brute globale d'une exploitation bovins allaitant-grandes cultures de 21 euros/ha tout en permettant une balance azotée nulle. Un tel scénario a été conçu et testé en partenariat avec des agriculteurs dans les Coteaux de Gascogne (Ryschawy *et al.*, 2014).

Une autre pratique pour accroître les performances économiques et environnementales du système est de maintenir les résidus de culture au sol après la récolte et d'en incorporer une partie (Kragt and Robertson, 2014). Ceci fait le lien avec l'agriculture de conservation qui peut être tout à fait complémentaire de pratiques de polyculture-élevage, même si le lien est rarement fait explicitement. Ceci peut donner plus de flexibilité au système, une culture contaminée par des adventices pouvant être ensilée ou pâturée directement par les animaux. Les résidus de culture peuvent dans la plupart des cas être pâturés, comme c'est le cas chez des agriculteurs innovants du Nord-Dakota aux Etats-Unis (Waligora, 2013), et dans de nombreux pays du Sud. Ces pratiques pourraient être adaptées en Europe en recherchant les espèces adaptées à une telle conduite. Kragt et

Robertson ont modélisé que le bénéfice économique résultait d'un accroissement de la fertilité du sol, alors que différents services écosystémiques telles que la régulation du climat (via l'augmentation de la teneur en matière organique du sol et de la minéralisation de l'N) et la préservation de l'érosion (via un effet direct de la couverture du sol) étaient simultanément favorisées (Kragt and Robertson, 2014).

L'ensemble de ces leviers est par exemple mobilisé dans une exploitation laitière de l'Orne qui a un système tourné vers l'autonomie protéique et l'intensification du fonctionnement du sol. Cette exploitation a de hauts niveaux de production par hectare et par vache (10 000 litres de lait par vache) grâce à une ration riche en protéines, avec de la luzerne et des méteils riches en légumineuses dont les récoltes sont précoces et les coupes hautes, et concentrée en énergie grâce au maïs épi. Les doubles cultures, par exemple un méteil suivi d'un maïs précoce, assurent une couverture quasi continue du sol, et permettent grâce aux résidus de culture d'augmenter sa teneur en matière organique (Duru *et al.*, 2015). Ces pratiques, qui s'inspirent des principes de l'agroécologie, conduisent à un système hautement productif qui limite l'usage des intrants de synthèse et les pollutions. Cet exemple illustre le fait qu'il n'y a pas nécessairement d'antagonisme entre un haut niveau de production par vache et par hectare, autonomie alimentaire et valorisation des services intrants. Dans le cas d'une exploitation en agriculture biologique du Tarn, un agriculteur a décidé de limiter la production de ses vaches en passant de 12 000 l en système conventionnel maïs-soja à 8 000 litres en autoproduction totale de l'alimentation hors minéraux avec un système de cultures en agriculture de conservation. La production d'une diversité de cultures à la fois pour la vente (épeautre, sarrasin, ...) lui permet d'insérer des cultures résistantes dans sa rotation mais aussi d'alimenter les animaux par des inter-cultures fourragères, les résidus et des cultures « salies » par les adventices si besoin. L'animal a dès lors un rôle de recyclage des coproduits dans le système, lui donnant une grande flexibilité dans son système par rapport au système initial (Ryschawy *et al.*, 2014).

Dans un système d'élevage valorisant les services écosystémiques, les animaux peuvent aussi être associés à des cultures pérennes dans des systèmes d'agroforesterie qui offrent une plus large gamme de solutions techniques pour atteindre des solutions gagnant-gagnant. Dans des systèmes avec ruminants, les niveaux de production des vaches laitières et les atouts de tels systèmes vis-à-vis de la biodiversité et de la fourniture de services écosystémiques ont déjà été bien quantifiés dans les pays du Sud (Murgueitio *et al.*, 2011). L'association de ressources fourragères arbustives ou arborées aux prairies et cultures augmentait leur résilience aux aléas climatiques (Nicholls and Altieri, 2015; Thornton and Herrero, 2014). Une expérimentation analogue est en cours dans l'ouest de la France pour tester un système bovin laitier performant, valorisant les ressources naturelles et adapté au changement climatique (Novak and Emile, 2014). Le système mise sur la diversification du système fourrager, en utilisant en particulier des mélanges variétaux avec un recours accru aux légumineuses, des successions des cultures pour maintenir la couverture du sol, et en implantant des arbustes et des arbres dans certaines parcelles. Ces arbres fournissent des ressources fourragères y compris au moment des sécheresses estivales, et nécessiteraient peu d'interventions une fois les plantations réalisées. La consommation des feuillages d'arbres bas étend le bouclage du cycle des minéraux aux horizons profonds du sol qu'atteignent leurs racines. Le choix des génotypes animaux est également important afin que ceux-ci valorisent ces ressources alimentaires moins conventionnelles ; dans l'expérimentation précitée, le choix s'est porté sur un croisement de vaches Holstein, Scandinaves et Jersiaise, dont les périodes de vêlage ont été adaptées. Ailleurs, les animaux qui pâturent entre les rangées d'arbres (González-García *et al.*, 2012) ou les rangs de vigne (Manuelian *et al.*, 2015) valorisent l'herbe et fertilisent le sol par leurs déjections ; ils évitent aussi d'utiliser de l'énergie fossile ou des herbicides pour maîtriser la pousse de l'herbe. Les animaux ne doivent alors pas consommer les feuillages des cultures pérennes. Le pâturage d'hiver ou l'utilisation de chlorure de lithium pour un conditionnement aversif vis-à-vis des feuilles de vigne (Manuelian *et al.*, 2015) sont des pratiques qui permettent de faire coexister l'élevage d'herbivores avec la viticulture.

Les volailles élevées sur parcours (cf. chapitre 6.6) jouissent d'une bonne image auprès du consommateur qui reconnaît leur qualité gustative. Ces systèmes peuvent cependant générer des pollutions lorsque les animaux se concentrent près des bâtiments et n'explorent pas l'intégralité du parcours. Au-delà de ces risques, l'efficacité alimentaire est plus faible dans le cas des poulets labels ou bio car ces poulets sont élevés durant 81 jours au minimum au lieu d'une quarantaine pour les poulets élevés en claustration. Ainsi, faut-il en moyenne 2,8 kg de protéines végétales pour faire 1 kg de protéines animales en système label, contre seulement 1,9 kg de protéines

végétales par kg de protéine animale dans le cas des poulets de chair (ITAVI, 2013). Ainsi, Dekker et al. (Dekker et al., 2011) et da Silva Prudencio et al. (da Silva et al., 2014) ont-ils montré que les systèmes avicoles de type Label Rouge ou biologiques émettaient davantage de gaz à effet de serre (+20% environ) que les systèmes conventionnels, principalement en raison d'indices de consommation plus élevés. Les volailles peuvent aussi être intégrées avec succès dans des systèmes de cultures pérennes. En Afrique du Sud, des canards sont utilisés dans un vignoble pour y consommer l'herbe, mais aussi les insectes et limaces qui attaquent les pieds de vigne, tandis que des travaux ont étudié les possibilités qu'offrent les canards pour désherber de manière naturelle les rizières (Falconnier et al., 2012; Hossain et al., 2005). En Dordogne, des oies ont accès à un parcours non fertilisé sous noyers. Leurs déjections augmentent la teneur en matière organique, en azote et en phosphore du sol (Fig. 7.13., (Bijja et al., 2010)). Cette association améliore la production de noix de 26% et la croissance des arbres de 6% (Dubois et al., 2008). Les risques de contamination des noix par *Escherichia coli* sont écartés si les oies sont retirées du parcours au moins deux mois avant la récolte. Par temps chaud les oies profitent également de l'ombre des noyers.

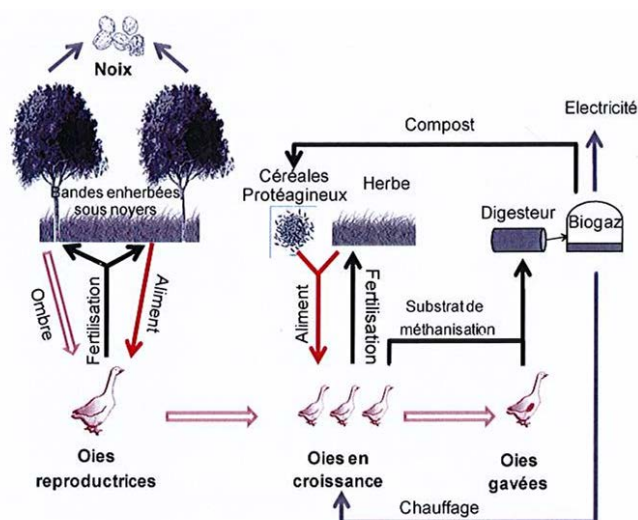


Figure 7.13. Complémentarité entre la production d'oies gavées et différentes productions végétales (céréales, protéagineux, noix) dans une exploitation avicole de Dordogne (Thomas et al., 2014). Les oies sont alimentées à partir du pâturage et de ressources produites sur l'exploitation, leurs déjections sont valorisées dans un méthaniseur qui permet de produire du compost et de l'énergie.

Des systèmes intégrant agriculture de conservation, agroforesterie, et polyculture-élevage offrent des modèles pour entrer dans la seconde voie de modernisation écologique, valorisant les services écosystémiques. Différentes associations permettent aux agriculteurs d'échanger et de faire évoluer leurs pratiques dans ces domaines, comme dans le Gers (Association AOC Sols), l'Aveyron (Association clé de sols) ou encore en Ariège (Consersols) qui réfléchissent à une intégration des pratiques permettant de favoriser la qualité de leurs sols. Les agriculteurs qui s'engagent dans ce type de transition développent un réseau de connaissances particulier et un réseau d'acteurs qui favorisent leur transition vers l'autonomie (Coquil et al., 2014). Des outils spécifiques sont mobilisés et adaptés par les agriculteurs durant les étapes de conception du système au cours desquelles ils mettent en cohérence l'ensemble de pratiques mises en œuvre et leurs valeurs. La complexité de la gestion du système de polyculture-élevage est essentielle à considérer pour favoriser son autonomie ; elle conduit fréquemment à une reconception pas-à-pas, par essais-erreurs. Les différentes options techniques proposées ici doivent être vues comme un portfolio d'adaptation et peuvent être conçues avec les acteurs locaux, ce qui permettrait de favoriser leur adoption (Darnhofer et al., 2010 ; Ryschawy et al., 2014). Différents modèles de simulation simple peuvent être utilisés à cette fin en réunion collective avec des agriculteurs pour les aider à reconcevoir leur système. Le RAMI fourrager peut être adapté à la reconception plus spécifique du système fourrager en particulier en considérant finement la productivité au long de l'année des prairies temporaires et permanentes (Martin et al., 2009). L'outil CLIFS, développé au Cirad, sera plus adapté au raisonnement fin de

l'itinéraire technique en grandes cultures et intégrera les monogastriques, considérant moins le système prairial (Le Gal *et al.*, 2013).

7.2.3.4. Des leviers supra-exploitation permis par la coordination d'exploitations spécialisées d'élevage et de grandes cultures

Réintroduire des animaux dans des exploitations ou dans des zones de grandes cultures semble difficile malgré quelques expériences en cours (troupeaux de moutons en Beauce (Peyraud *et al.*, 2014). Aussi peut-on envisager d'associer des exploitations d'élevage spécialisées avec des exploitations de grandes cultures à l'échelle du territoire (Moraine *et al.*, 2016). Ainsi, favoriser la coordination entre exploitations spécialisées en élevage d'une part et en grandes cultures d'autre part permettrait de concevoir une polyculture-élevage au niveau des territoires même si chaque exploitation reste spécialisée. Des échanges de céréales et coproduits de cultures provenant des exploitations céréalières avec de la fertilisation organique, éventuellement compostées provenant des exploitations d'élevage, permettraient de conserver l'intérêt de la complémentarité avec les prairies en termes de qualité des eaux et des sols, de bouclage des cycles du carbone et de l'azote, de séquestration du carbone et de préservation de la biodiversité, et ceci sans ajouter de contraintes de main d'œuvre supplémentaires. En poussant la coordination à l'extrême, des assolements en commun pourraient être envisagés pour positionner chaque année les cultures à un endroit pertinent par rapport au potentiel pédoclimatique de la parcelle (pour obtenir de meilleurs rendements) et à la localisation des prairies où pâturent les animaux et qui servent de zone tampon pour les nitrates. Par ailleurs, des banques de travail entre éleveurs se sont développées dans l'Aveyron et dans le Gers et permettent aux éleveurs de se remplacer et de limiter la pénibilité de l'astreinte quand ils ont besoin de quitter l'exploitation. Au Danemark, Asai *et al.* ont montré que ces échanges étaient largement conditionnés par une confiance entre les agriculteurs partenaires et une faible distance notamment pour pouvoir transporter le fumier/lisier (<20 km) (Asai *et al.*, 2014).

Ces différents leviers ont été étudiés notamment dans le cadre des projets Tatabox (transition agroécologique du territoire du bassin Tarn-Aveyron) et Cantogether (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016), mais ils se heurtent aujourd'hui à de fortes contraintes organisationnelles et logistiques pour atteindre la performance économique, environnementale et sociale attendue. Néanmoins, des débats sociétaux comme ceux autour de la gestion quantitative de l'eau dans le bassin Tarn-Aveyron pourraient constituer un levier pour le changement des systèmes de monocultures de maïs, utilisateurs d'eau d'irrigation (Murgue *et al.*, 2015). Ainsi, une option crédible, imaginée et évaluée avec des approches participatives, est de développer la luzerne dans des systèmes à base de maïs de façon à réduire le besoin en eau d'irrigation. Un tel scénario est apparu crédible tant des points de vue économique et environnemental (Moraine *et al.*, 2016 (accepté)). Dans d'autres territoires, des études sont à l'œuvre autour des leviers permettant d'accroître l'autonomie protéique des exploitations à l'échelle du territoire. Ainsi la coopérative La Dauphinoise propose-t-elle à ses éleveurs de n'utiliser que des tourteaux de colza non-OGM produits localement ce qui favorise à la fois la coordination céréaliers-éleveurs, leurs performances économiques et limite les impacts environnementaux de l'alimentation animale. Le développement de tels systèmes d'échange renvoie à des questions relatives à l'intérêt des éleveurs pour les différentes productions et à leurs compétences techniques, à l'organisation des filières amont/aval de l'élevage notamment pour l'abattage des animaux et la commercialisation des produits, et à la répartition des subventions entre l'élevage et les grandes cultures.

Un autre levier de développement de l'élevage dans les territoires de polyculture-élevage pourrait être fondé sur des systèmes valorisant une image positive des produits liée à leur qualité (cf. cas d'étude Bresse, chapitre 6.5.). L'objectif serait de développer ces systèmes de manière à ce qu'ils dépassent le simple statut de niche. Les labels territorialisés créent *in fine* un territoire reconnu et valorisé au niveau patrimonial, en particulier gastronomique avec des produits labellisés au sein d'un territoire typique comme cela existe par exemple dans le Lot. La concertation avec les consommateurs et l'implication des collectivités territoriales s'avère alors nécessaire. Un exemple qui dépasse le cadre des systèmes d'élevage est celui de la BioVallée dans la Drôme qui se fonde sur une forte incitation territoriale à la production en Agriculture biologique, et sur la reconnaissance d'un territoire à Energie Positive (Labussiere, 2014).

Par exemple, en zone péri-urbaine, l'élevage se développe en général sur des terres fertiles qui permettent potentiellement de hauts niveaux de production. Malgré les sources de tensions liées au foncier, à la rareté des infrastructures, et aux nuisances visuelles (bâtiments) et olfactives liées à l'activité d'élevage (cf. chapitre 6.7), certaines collectivités territoriales souhaitent développer des productions agricoles de proximité, y compris dans l'élevage. Les arguments avancés concernent l'efficacité énergétique qui résulte d'une plus forte proximité géographique entre les producteurs et les consommateurs (Solagro, 2013) et ceci malgré un coût du transport encore faible. Les circuits courts (magasins de producteurs, systèmes de vente à la ferme, etc.) permettent par ailleurs de renforcer le lien social entre le producteur et le consommateur, de développer de nouvelles formes de solidarité. Ces circuits courts ont un rôle éducatif et récréatif permettant de reconnecter les citoyens avec les conditions de production des aliments qu'ils consomment.

7.2.3.5. Principaux enseignements

Les systèmes de polyculture-élevage offrent des leviers techniques originaux pour optimiser les antagonismes lorsque les cultures et l'élevage sont réellement intégrés et non simplement juxtaposés (Tableau 7.5). L'intégration cultures-élevage permet de déverrouiller un certain nombre de barrières à l'autonomie des systèmes d'élevage et de cultures par deux leviers principaux : la diversification des assolements et des rotations et la fertilisation organique des cultures et prairies. En ce sens, le lien au sol de l'élevage dans les systèmes de polyculture-élevage doit être favorisé. La diversification des rotations et des assolements, à même de favoriser des services intrants liés à l'hétérogénéité des paysages et la qualité du sol. Les économies de gamme sur le matériel, le travail et les intrants permettent alors d'accroître la marge brute des exploitations et de favoriser la production de services écosystémiques intrants. Pour considérer des leviers d'action pertinents, les efforts pour définir et évaluer l'intégration cultures-élevage et ses objectifs doivent être poursuivis tant au niveau de l'exploitation que du territoire, e.g. coordination entre exploitations spécialisées en élevage ou en grandes cultures. La concurrence entre l'élevage et les cultures a été et reste néanmoins renforcée par un marché de longue date porteur pour les grandes cultures associés à des subventions importantes pour les grandes cultures (aménagement, SCOP, ..). De plus, les questions d'organisation du travail et de transmissibilité restent préoccupantes pour le maintien des exploitations de polyculture-élevage. En particulier, les compétences sont limitées ou menacées pour gérer conjointement élevage et cultures.

Ainsi les voies d'améliorations organisationnelles, susceptibles d'accroître les interrelations entre exploitations spécialisées d'élevage et de grandes cultures doivent être étudiées. Une option à l'étude pour intégrer cultures et élevage au niveau des territoires en dépassant les questions d'organisation du travail au niveau de l'exploitation repose sur les échanges locaux entre céréaliers et éleveurs. Ces nouvelles formes organisationnelles offrent des performances techniques et environnementales indéniables mais complexifient la gestion des systèmes en termes d'organisation sociale et logistique et se heurtent à une gestion de compromis entre performances individuelles et collectives. Dans les systèmes de polyculture-élevage associant agroforesterie et/ou agriculture de conservation, les fonctions du système sont multipliées : ressources fourragères, production de lait et de cultures de vente fondées sur une diversification des assolements et des rotations, atténuation du changement climatique, préservation de la qualité de l'eau et réservoir de biodiversité. A ce titre, ces systèmes innovants offrent une réelle opportunité pour tendre vers des solutions gagnant-gagnant.

Tableau 7.5 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires « de cohabitation entre cultures et élevage »

	Voie 1 : recherche accrue d'efficience et de substitution	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
<i>Situation actuelle</i>	<p><i>Bouquet caractérisé par de faibles niveaux de services rendus par rapport aux autres systèmes dominants du fait d'une importante disparition de l'élevage dans les zones de cultures-élevage</i></p> <p><i>Menaces : Concurrence forte avec la spécialisation en grandes cultures et intérêts économiques et environnementaux non atteints par rapport aux potentiels ; menaces sociale : organisation du travail pour l'exploitation de polyculture-élevage / complexité des formes d'organisation sociale pour les échanges céréaliers-éleveurs</i></p>	
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Optimiser la configuration du système de production sous contraintes environnementales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Optimiser l'efficience alimentaire des troupeaux • Recycler les coproduits dans l'alimentation animale (<i>drèches, ...</i>) • Optimiser la gestion des effluents (<i>traitement, ...</i>) • Développer des outils de décision pour configurer un système de production optimisé d'un point de vue économique et environnemental pour différents chargements 	<p>Favoriser le lien au sol par une intégration réelle entre cultures (prairies) et élevage :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Diversifier les rotations et assolements pour favoriser l'alimentation des troupeaux : <ul style="list-style-type: none"> - Raisonner le chargement animal en fonction des potentialités du milieu - Favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux en insérant des oléo-protéagineux et/ou légumineuse et prairies variées pour les ruminants - Développer une diversité d'intercultures fourragères et/ou protéagineuses adaptées localement - Maintenir et incorporer au sol les résidus de cultures - Associer ruminants et monogastriques à des cultures pérennes (<i>sylvopastoralisme, agroforesterie, parcours,...</i>) et maintenir les prairies permanentes sur le territoire • Améliorer la gestion de la fertilisation organique par les animaux en fonction des systèmes de cultures • Développer des outils de décision et de simulation pour aider les agriculteurs à gérer la complexité technique et organiser leur travail

Echelle : Territoire	<p>Développer des filières pour relocaliser l'intégration entre cultures et d'élevages :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Développer des filières locales de productions d'oléo-protéagineux et légumineuses (<i>tourteaux de colza-non OGM, graines d'oléagineux, séchage de luzerne, ...</i>) • Recycler les coproduits de cultures ou déchets (<i>de meunerie, biscuiterie, ...</i>) pour alimenter les monogastriques et ruminants • Développer des filières de gestion, traitement et transport des effluents au sein du territoire 	<p>Développer des échanges locaux entre agriculteurs spécialisés en grandes cultures et éleveurs</p> <ul style="list-style-type: none"> • Raisonner la complémentarité des prairies et autres utilisations du sol pour favoriser l'hétérogénéité des paysages (<i>assolements en commun, design collectif des assolements,...</i>) • Développer des outils de décision et de simulation pour aider les agriculteurs à concevoir les échanges • Mettre en place de banques de travail et formations entre céréaliers et éleveurs <p>Valoriser et développer des territoires autonomes avec une image positive pour les consommateurs (<i>territoires à énergie positive, autonomie locale en intrants, mosaïque paysagère diversifiés,...</i>)</p>
-------------------------	---	--

7.3. Modélisations globales et scenarios prospectifs

Les scénarios prospectifs sont conduits pour évaluer différentes options pour nourrir l'humanité, tout en limitant l'emprise de l'élevage (et de l'agriculture en général) sur les milieux naturels et les émissions de gaz à effet de serre. Ils reposent sur des démarches de modélisation globales qui permettent d'évaluer les effets de changements des modes de production (Röös *et al.*, 2016; Schader *et al.*, 2015) et de consommation (Westhoek *et al.*, 2014), et du changement climatique (Havlik *et al.*, 2015 ; Weindl *et al.*, 2015) sur la sécurité alimentaire, les échanges de produits agricoles, la santé humaine, l'usage des terres et différentes variables environnementales. L'élevage est un élément clef de ces scénarios du fait de ses impacts sur l'usage des terres, l'environnement et la santé humaine. Poux *et al.* (Poux *et al.*, 2016) insistent sur la nécessité de croiser une approche verticale (des ressources aux produits alimentaires) à une approche horizontale qui prenne en compte les spécificités (bioclimatiques, écologiques, économiques et sociales) des territoires de production ; les conséquences sociales de ces scénarios, bien que parfois mentionnées de manière explicite par leurs concepteurs (e.g., (Havlik *et al.*, 2014), ne sont que rarement quantifiées (Röös *et al.*, 2016). Ces scénarios sont généralement étayés par des données à très large échelle, par exemple les données statistiques FAO associées au modèle d'optimisation de l'allocation des terres GLOBIOM (Havlik *et al.*, 2011), mais moins précises que celles obtenues par l'analyse fine du fonctionnement des systèmes et des territoires d'élevage. Ils permettent d'explorer des « futurs possibles » pour l'élevage, qui représentent des alternatives plausibles en réponse au changement climatique et aux grandes orientations des modes de production et de consommation. Certains scénarios sont de type « que se passe-t-il si ? », d'autres du type « que faire pour ? », ces derniers nécessitant un travail de co-construction plus poussé pour définir un ensemble de changements cohérents et hiérarchisés. Le principal intérêt des scénarios et des démarches de modélisation globales réside dans l'effort de mutualisation d'informations de différente nature et dans la transparence de la démarche puisque les hypothèses de travail sont clairement posées, et peuvent donc être discutées voire remise en cause (Mahmoud *et al.*, 2009). Les scénarios débouchent sur un certain nombre de variables environnementales, économiques et sociales cohérentes, qui résultent de la modélisation des interactions au sein du système considéré. Ainsi, les hypothèses et les sorties des modèles invitent-elles au

dialogue entre les acteurs, et permettent-elles de discuter des synergies et des compromis à trouver pour résoudre les antagonismes mis en évidence.

7.3.1. Simuler les effets du changement climatique

Le travail de cartographie des services écosystémiques réalisé par Kirchner *et al.* est unique à l'échelle d'un pays européen, l'Autriche (Kirchner *et al.*, 2015). Il croise quatre scénarios d'évolution de l'agriculture avec quatre scénarios climatiques. En plus d'un scénario tendanciel de type « business as usual », les auteurs testent les conséquences d'un scénario « productif » dans lequel l'objectif est d'accroître les services de production, ici les grandes cultures, les fourrages et le bois. Un troisième scénario « énergétique » ajoute à cet objectif celui de produire de l'énergie à partir du bois et de plantations de taillis réalisées dans cet objectif. Le dernier scénario renforce la rémunération des mesures agri-environnementales. Les quatre scénarios climatiques tablent sur une augmentation des températures moyennes de 1,5°C à l'horizon 2040 mais se distinguent par l'intensité et la répartition des précipitations. Sans surprise, le scénario productif a les effets les plus négatifs sur les niveaux d'émissions de gaz à effet de serre, la richesse floristique des couverts et la « naturalité » des espaces. Le scénario énergétique permet de mieux concilier performances productives et environnementales. A la différence du scénario précédent, l'augmentation du service de production et les meilleurs résultats macro-économiques ne résultent pas uniquement de l'intensification des systèmes, mais aussi de l'accroissement des surfaces occupées par la forêt et par les plantations de taillis renforcent aussi l'hétérogénéité des paysages. La richesse floristique des couverts diminue cependant encore par rapport au scénario productif. Dans le dernier scénario, la meilleure rémunération des mesures agri-environnementales accroît ce type de surfaces de 70%. La baisse du chargement des pâtures bénéficie directement à leur richesse floristique et à la naturalité de ces espaces. Le scénario agri-environnemental a des conséquences économiques contrastées selon l'échelle considérée ; il accroît la marge brute des exploitations mais baisse les volumes produits à l'échelle nationale. Le changement climatique module les niveaux de fourniture des services (Kirchner *et al.*, 2015), et conduit à une intensification de l'usage des terres dans les zones les plus productives (Audsley *et al.*, 2006 ; Henseler *et al.*, 2009). La vulnérabilité des systèmes de cultures est accrue. Avec une légère augmentation du chargement des prairies d'alpage, on observe une augmentation de leur productivité qui accroît la teneur en matière organique des sols et donc la contribution des alpages au service de régulation du climat (Henseler *et al.*, 2009 ; Schönhart *et al.*, 2014 ; Smith *et al.*, 2005). La valeur des fourrages est en revanche susceptible de baisser en réponse à des effets directs (par exemple une réduction de la teneur en azote des fourrages lorsque la teneur en CO₂ atmosphérique augmente ; (Dumont *et al.*, 2015) ou indirects (via des modifications de la structure des communautés végétales ; (Stampfli and Zeiter, 2004 ; Teyssonneire *et al.*, 2002) du changement climatique.

Weindl *et al.* ont modélisé l'effet de différents scénarios climatiques sur les rendements du maïs et des couverts prairiaux à l'échelle de la planète (Weindl *et al.*, 2015). Ils en déduisent les évolutions d'usage des terres qui optimiseraient la production d'aliments pour l'homme et pour le bétail, selon les grandes zones biogéographiques. En Amérique du Nord et dans la Péninsule Indienne, le différentiel de biomasse produite entre l'herbe et le maïs permet de conclure à l'opportunité de développer les systèmes herbagers. A l'horizon 2050, 38% des ruminants seraient ainsi produits dans des systèmes herbagers contre seulement 20% en 2000, en raison d'effets du changement climatique en moyenne moins négatifs sur la production d'herbe que sur celle des céréales (Havlik *et al.*, 2015). En Europe de l'Ouest, les gains de productivité du maïs qui résultent de l'augmentation de la teneur en CO₂ atmosphérique seraient en revanche marqués, alors que la productivité des prairies diminuerait (Weindl *et al.*, 2015). Ces auteurs recommandent donc de développer en Europe des surfaces en cultures dans des territoires où elles cohabiteraient avec l'élevage afin de s'adapter au changement climatique. Il existe cependant de fortes variations intra régionales ; dans l'étude de Weindl *et al.*, les évolutions de production de biomasse entre l'herbe et le maïs seraient plus parallèles en Europe de l'Est, ce qui nuance la conclusion précédente et militerait pour la préservation des systèmes herbagers (Weindl *et al.*, 2015). A l'échelle de l'Europe, l'adaptation au changement climatique par les changements d'usage des terres conduirait donc, selon les pays, à favoriser plutôt les systèmes herbagers ou plutôt les systèmes de polyculture-élevage. Par ailleurs, les sorties des modèles globaux diffèrent fortement selon les hypothèses de croissance et d'adaptation des couverts retenues (Havlik *et al.*, 2015). Ainsi, le modèle de croissance EPIC (Environmental Policy Integrated Climate, (Williams, 1995) sans adaptation des couverts à l'augmentation de la teneur en CO₂ atmosphérique

s'avère-t-il être le plus négatif vis-à-vis de la production laitière en Europe qui chuterait proportionnellement plus que dans les autres régions du Monde. Havlik et al. concluent cependant à une stabilité de l'usage des terres à l'échelle du continent Européen (Havlik *et al.*, 2015).

7.3.2. Simuler les effets de changements des modes de consommation

Le changement des modes de consommation, en particulier une forte réduction de la consommation des produits animaux, permettrait de réduire les émissions de gaz à effet de serre avec une amplitude en moyenne plus marquée que ne l'auraient l'adaptation des pratiques d'élevage, et de gestion des prairies et des bâtiments (Popp *et al.*, 2010). Ainsi, les régimes alimentaires « végétan », végétariens ou comportant une proportion de produits d'origine animale en accord avec les recommandations nutritionnelles sont-ils ceux qui offriraient le plus d'alternatives pour nourrir l'humanité tout en limitant la dégradation des prairies et parcours, et l'emprise de l'élevage sur les milieux naturels (Erb *et al.*, 2016). Van Kernebeek et al. ont simulé, par programmation linéaire, la surface totale de terres agricoles nécessaire pour nourrir la population des Pays-Bas selon la part des protéines animales dans le régime (Van Kernebeek *et al.*, 2016). Ils montrent que cette surface serait minimale (c'est à dire que la surface serait utilisée plus efficacement) lorsque les protéines issues des productions animales représentent en moyenne 12% des apports protéiques (Fig. 7.14). Cette proportion correspondrait à une valorisation optimale des coproduits végétaux pour produire des protéines utilisables en alimentation humaine, et à la valorisation des surfaces non cultivables par des systèmes au pâturage. Les coproduits végétaux seraient en revanche inutilisés dans l'hypothèse d'une population qui ne consommerait pas de produits animaux. Au-delà de 12% de protéines animales dans le régime alimentaire moyen de la population, des cultures seraient nécessaires pour alimenter les animaux, ce qui aurait pour conséquence d'accroître la surface nécessaire pour nourrir la population. Jusqu'à 25% de protéines animales dans l'alimentation, les besoins en surface resteraient toutefois inférieurs à ceux nécessaires pour nourrir une population vegan. Comme le soulignent les auteurs, ce travail ne concerne que l'utilisation des surfaces, et ne tient pas compte des incidences économiques ni des autres catégories d'impacts. Notons enfin qu'en 2011 il y avait en moyenne 50% de protéines animales provenant du lait, de la viande et des œufs dans l'alimentation des européens (chapitre 1). Cette valeur était de 50% en France et de 53% aux Pays-Bas (hors poissons, chevaux, abats) ce qui correspond au contour de notre expertise (FAO, 2011).

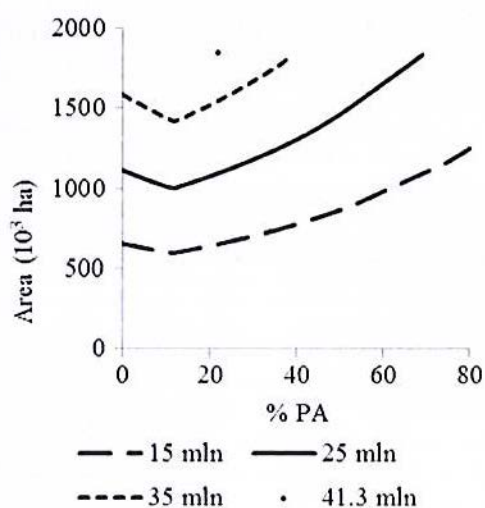


Figure 7.14. Surface minimale (en milliers d'ha) pour nourrir des populations de tailles variables (de 15 à 41.3 millions de personnes) selon la part des protéines animales (PA) dans le régime (Van Kernebeek et al., 2016).

Les courbes « en crosse » traduisent que la surface est utilisée plus efficacement, lorsque les protéines animales représentent entre 10 et 15% des apports protéiques. Ces proportions correspondent à une valorisation optimale des coproduits végétaux et des prairies pour produire des protéines directement utilisables par l'homme.

En cohérence avec l'écart observé entre la part des protéines animales dans l'alimentation des Européens et les valeurs qui permettraient d'optimiser l'usage des terres, Westhoek et al. ont simulé les conséquences d'une diminution de moitié de la consommation de protéines animales sur la valeur santé des régimes et les pollutions liées à l'élevage en Europe (Westhoek *et al.*, 2014). Une telle baisse de la consommation de produits animaux réduirait de 40% la teneur en acides gras saturés des régimes et les alignerait sur les recommandations de l'OMS. Diminuer la consommation de viande rouge et de charcuteries réduirait l'occurrence des maladies cardiovasculaires et des cancers. Une diminution de l'usage des antibiotiques aurait aussi des bénéfices indirects sur la santé humaine (Marshall and Levy, 2011). Une diminution de moitié de la consommation de produits animaux entraînerait par ailleurs une baisse de 40% des émissions d'azote, et de 25 à 40% des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle du continent européen. Les surfaces libérées permettraient de produire des céréales pour accroître les exportations, ou des cultures énergétiques. Dans ces scénarios l'alimentation des ruminants serait principalement à base d'herbe ce qui permettrait d'entretenir les prairies, d'y séquestrer du carbone et de préserver la biodiversité. Selon les zones bioclimatiques, les prairies régresseraient plus ou moins face aux cultures, à la forêt ou aux cultures énergétiques. Les conséquences d'une telle diminution des surfaces en prairies sur les paysages n'ont cependant pas été envisagées, ni celles d'une réduction de la consommation de produits animaux sur leur prix, l'emploi dans les filières animales et les dynamiques territoriales. L'incidence des différences de qualité entre protéines végétales et animales (équilibres et digestibilité des acides aminés ; (Remond, 2016), et des différences d'apports de micronutriments et de vitamines n'ont jusqu'ici pas été pris en compte. Il en est de même pour les valeurs culturelles liées à l'élevage et pour le rayonnement gastronomique de certains territoires européens. Il est important de mentionner que ces scénarios ne prennent pas compte des habitudes alimentaires et des choix de consommation des citoyens impliqués, qui relèvent d'études de sociologie de la consommation (chapitre 5.6.)

7.3.3. Simuler les effets de changements des modes d'utilisation des terres

En Suède, Rööös et al. ont comparé les effets de trois changements des modes de production sur l'usage des terres, les émissions de gaz à effet de serre et les cycles biogéochimiques (Rööös *et al.*, 2016). Chaque scénario permettrait de réduire l'empreinte environnementale de la consommation de produits animaux, car les ruminants pâtureraient en priorité des prairies permanentes. Selon les scénarios, les coproduits végétaux seraient utilisés pour produire plus de lait, des œufs ou de la viande de porc. Même si cette optimisation des ressources permettrait de limiter la compétition entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine, les sorties du modèle indiquent une perturbation des cycles de l'N et du P qui serait toujours au-delà des capacités de résilience de la planète (Rockstrom *et al.*, 2009). Le scénario intensif laitier est le moins économe en terres, mais permettrait à la Suède de continuer à exporter du lait. C'est aussi le scénario le plus créateur d'emplois. Dans les deux autres scénarios, une part croissante de protéines d'origines végétales se substituerait aux protéines animales, ce qui conduirait à accroître la surface dédiée aux cultures. Par voie de conséquence l'usage des produits phytosanitaires augmenterait, accroissant ainsi les risques de toxicité pour les agriculteurs.

En France, les scénarios Afterres de Solagro ambitionnent de redéfinir notre modèle agricole (y compris notre mode d'usage des terres) et notre mode d'alimentation à l'horizon 2050 (<http://www.solagro.org/site/393.html>). Dans Afterres 2050, plusieurs domaines sont examinés ensemble pour concevoir un scénario durable pour l'agriculture et l'usage des terres (élevage, cultures, bois, énergie, etc.) à l'échelle du pays (Solagro, 2013). Il repose sur le postulat suivant : il serait souhaitable de diviser par deux les « pertes évitables » c'est-à-dire les aliments jetés alors qu'ils sont consommables, et de recycler les « pertes inévitables » afin de les valoriser pour fournir de l'énergie ou des engrais « naturels » sous forme de compost ou de digestats de méthanisation. Il est également envisagé un renversement de la part respective des protéines animales et végétales dans notre alimentation pour atteindre des objectifs environnementaux ambitieux. Les protéines animales représentent 63% de nos consommations en protéines selon FAO STAT (FAO, 2011) si on considère les poissons et autres produits de la mer, 62% selon Solagro (hors poisson, chevaux, abats, nous consommons 50% de protéines animales dans les protéines totales, 55% sans poissons uniquement). Couplé à une réduction de la surconsommation, ce renversement conduirait à diviser par deux notre consommation de viande. Deux variantes de ce scénario ont également été imaginées : la variante SAB (Santé, Alimentation, Biodiversité) priorise la réduction des impacts de l'agriculture sur l'environnement, et la variante REP (Résilience, Climat, Production)

augmente notre capacité d'exportation au détriment d'une légère détérioration de l'impact environnemental de l'agriculture. La Figure 7.15 représente l'assiette actuelle, l'assiette Afterres 2050, et celle correspondant à ses deux variantes.

Les conséquences sur l'élevage sont également discutées. Parmi les évolutions majeures, on peut noter la réduction des effectifs de monogastriques d'environ 30%, en passant d'un système majoritairement intensif de l'élevage de porcs et de volailles, à un système où les élevages sous label qualité représenteraient la moitié des productions. Le développement de races mixtes permettrait de ne pas réduire trop drastiquement le troupeau bovin. L'alimentation du troupeau laitier évoluerait du système maïs-soja majoritaire vers des systèmes herbagers, basés notamment sur des légumineuses pérennes comme la luzerne. Ceci permettrait de faire rentrer de l'azote atmosphérique dans le système. La diminution du recours aux tourteaux de soja permettrait de réduire ses effets délocalisés. Une forte diminution de la part du maïs fourrager dans les rations limiterait les besoins en eau ; des rotations plus complexes avec des cultures intercalaires assureraient une meilleure couverture du sol. Le cheptel ovin augmenterait. Les changements d'usage des terres résultant d'une réduction drastique de l'activité d'élevage sont également considérés, par exemple l'augmentation des surfaces en céréales, en cultures industrielles, et en forêt. Une évaluation de l'effet de ces mutations sur l'emploi agricole a aussi été réalisée, et les scénarios ont commencé à être régionalisés pour des régions types. De plus, une fermeture des paysages peut avoir des incidences fortes sur les espaces ruraux, en particulier en risquant de limiter l'attractivité des territoires. Par exemple, le remembrement des années 1960 a eu de forts impacts dont le recul des populations. Ceci réduirait donc considérablement la diversité culturelle reconnue par l'Unesco et pourrait obérer le dynamisme de certains territoires en lien avec le tourisme ou pour leurs aménités paysagères et gastronomiques, voire tout simplement en termes de qualité de vie ou bien-être (tourisme, loisirs, quotidien – cf. Chapitre 5.9).

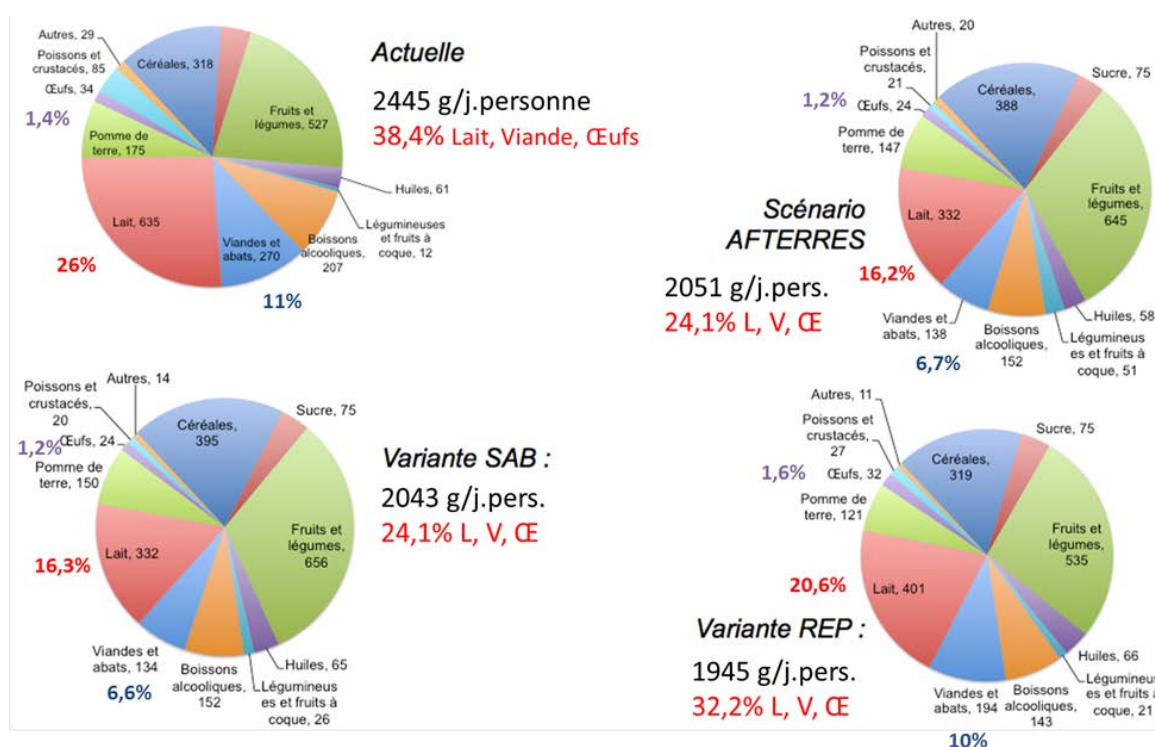


Figure 7.15. Les différentes assiettes Afterres actuelles et Afterres 2050 et ses variables qui donnent la priorité à la réduction des impacts environnementaux (SAB) ou à l'augmentation « durable » de nos exportations (REP).

Notons que les données sont exprimées en g/j.personne (ce qui explique la plus faible part des sources de protéines animales par rapport à une expression en protéines consommées) et qu'elles sont détaillées pour le lait (en rouge), les viandes (en bleu) et les œufs (en violet).

Schader et al. ont quant à eux simulé, à l'échelle de la planète, différents scénarios correspondant à une part croissante des coproduits non utilisés en alimentation humaine pour nourrir les animaux (Schader *et al.*, 2015). Comparativement à un scénario tendanciel qui maintiendrait en état l'alimentation des animaux, un scénario maximisant l'utilisation des coproduits pour produire des protéines animales réduirait considérablement leur part dans l'alimentation humaine. Cette diminution résulterait à la fois d'une réduction du nombre d'animaux, mais aussi d'une réduction de 20% de leurs performances individuelles, conséquence de rations moins équilibrées. Dans ce scénario, la majorité des protéines animales proviendraient des ruminants qui valorisent les surfaces en herbe et dont les émissions de gaz à effet de serre seraient compensées par le moindre usage des surfaces arables. Grâce à son régime omnivore, le porc valoriserait les résidus de repas, ce qui nécessiterait de mettre en place une réglementation stricte pour leur collecte et leur stockage, comme cela commence à être le cas au Japon, en Corée du Sud ou à Taiwan. Van Zanten et al. (2016) ont aussi imaginé ce type de scénarios proposant pour les porcs, une alimentation basée sur des déchets et coproduits de cultures, qui permettrait de produire 14 g de protéines animales par habitant et par jour. Cette fourniture de protéines animales serait complétée par la production de produits issus de ruminants, qui ne valoriseraient que les surfaces non valorisables autrement (prairies en pente, zones humides, ...) et produiraient de 3 à 7 g de protéines animales par jour. Un tel scénario permettrait de résoudre la compétition entre alimentation animale et humaine et impliquerait une consommation moyenne mondiale par jour et par personne de 21 g de protéines animales soit environ 1/3 des apports de protéines recommandées. Cet ordre de grandeur converge avec les propositions du scénario Afterres 2050 présenté précédemment. Les scénarios proposés par Schader et al. et van Zanten et al. posent néanmoins la question de l'acceptabilité sociale d'une telle pratique (nourrir avec des « déchets ») et celle d'une évolution de la législation favorable à ce type de pratiques, ce qui n'est actuellement pas le cas en Europe. En revanche, les résidus de l'agro-alimentaire sont déjà très largement valorisés pour l'alimentation animale. Partant d'un tel scénario, Ermgassen et al. ont montré que le besoin en surfaces nécessaires pour produire des porcs diminuerait de manière linéaire avec l'accroissement de la part des déchets alimentaires dans leur alimentation (Ermgassen *et al.*, 2016). Une telle ressource pourrait selon eux se substituer aux aliments classiquement utilisés chez le porc, sans modifier la vitesse de croissance des animaux (et donc leur indice de consommation), ni la qualité organoleptique de la viande.

7.4. Conclusion

L'analyse du fonctionnement du système socio-écologique à l'échelle de territoires d'élevages contrastés souligne la diversité des bouquets de services selon l'orientation des territoires. Le cadre conceptuel « grange » que nous avons proposé dans le chapitre 2 permet de représenter des flux de différentes natures ainsi que les pressions extérieures au territoire, qui affectent son fonctionnement. Quelle que soit l'échelle considérée, il existe en général un antagonisme entre le service de production de biens agricoles et la production de services culturels et de régulation. Différentes études mondiales arrivent d'ailleurs aux mêmes conclusions (German *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2015). Il faut cependant rappeler que les cartographies réalisées aux échelles larges, tout comme les scénarios prospectifs ne permettent pas de représenter la diversité des productions sur un même territoire, ni d'en comprendre les déterminants. Ces travaux permettent néanmoins d'établir un premier état des lieux des services et impacts de l'élevage, de cibler de grandes zones de bouquets de services contrastées et de révéler des antagonismes, a priori inconciliables, entre services de production et de qualité environnementale (Foley *et al.*, 2005 ; Maes *et al.*, 2012b ; Petz *et al.*, 2014 ; Turner *et al.*, 2014). Ils constituent ainsi une base pour proposer des politiques d'aménagement ciblées, puisqu'ils permettent de visualiser des différences de sensibilité entre les milieux ou des opportunités sur certaines parties du territoire (Kirchner *et al.*, 2015; Petz *et al.*, 2014). Ils informent alors les décideurs publics sur l'intensité et la localisation des compromis à résoudre entre la production de biens et de services environnementaux, et aide au choix de priorités selon les territoires. Dans ces démarches, les aspects socio-culturels sont en revanche très peu pris en compte dans les scénarios mobilisés. Les analyses conduites dans ce type de scénarios se placent à une résolution faible. De ce fait, les indicateurs retenus pour évaluer les services sont souvent liés à des données simples de structures d'exploitation (UGB/ha, SAU par type de culture, ...) dont le lien est très indirect avec le service évalué. Ceci pose la question de leur utilisation en terme de proxys de service et de leur interprétation (Eigenbrod *et al.*, 2010). Le danger de ces indicateurs est aussi lié au fait qu'ils se basent sur des moyennes, sans nécessairement montrer la dispersion au sein d'un territoire et peuvent ainsi fausser l'analyse d'une réalité plus diverse, avec la coexistence de

différentes formes d'élevage dans un territoire. Des chiffrages globaux à partir de données FAO sur le nombre d'hectares importés pour l'alimentation animale (Chapitres 1.1 et 4.4) ou des scénarios prospectifs sur la compétition entre alimentation animale et humaine (van Zanten *et al.*, 2016) peuvent conduire à des approximations schématisées qui contredisent parfois la réalité des territoires considérés. Ces résultats sont donc à relativiser puisqu'ils se fondent sur des changements d'utilisation du sol à une échelle spatiale large sans considérer les pratiques agricoles sous-jacentes et la variabilité des systèmes à des échelles plus fines. De plus, ils ne tiennent pas compte des choix et habitudes alimentaires des consommateurs.

Différents exemples développés dans cette section décrivent des leviers permettant d'accroître conjointement les performances productives et environnementales des systèmes et des territoires (on parle de solutions gagnant-gagnant, ou de stratégie win-win), tout du moins pour accroître une de ces dimensions sans pénaliser l'autre, stratégie win-no loose (ces réflexions sont également conduites en zone tropicale, cf. Silva *et al.* en Amazonie, (Silva *et al.*, 2016)). Ces approches se basent sur une résolution plus fine permet de capter l'hétérogénéité intra-maille et révéler ainsi d'autres bouquets de services (Ryschawy *et al.*, 2015). Par exemple, l'étude de Teillard *et al.* à un niveau plus fin, celui de la Petite Région Agricole, permet de capter une hétérogénéité intra-départementale de l'intensité agricole et ses effets sur les populations d'oiseaux (Teillard *et al.*, 2012). L'analyse au niveau départemental ou supra aurait donc tendance à gommer la diversité des systèmes d'élevage, en ne représentant que l'état actuel du système dominant (ou en moyennant des systèmes très différents sur un même territoire comme monogastriques et ruminants dans les territoires à « haute densité animale »). Ces approches masquent ainsi l'existence et la diversité des systèmes alternatifs existant le plus souvent à l'état de niches et difficiles à repérer. Pour autant, la compréhension des interactions entre les composantes de ces systèmes et entre ces systèmes offre des leviers d'actions pour atteindre des compromis satisfaisant à de multiples contraintes économiques, environnementales et sociales. Les systèmes de production et les territoires qui limitent fortement l'utilisation des intrants, et par voie de conséquence leurs charges opérationnelles montrent aussi de très gros atouts dans le cadre de la prise en compte des externalités (Reganold and Wachter, 2016). Leur conception fait appel aux notions de diversification des productions, d'utilisation de la biodiversité (synergies temporelles et spatiales entre espèces) et de valorisation des services écosystémiques qui sont au cœur de la transition agro-écologique appliquée aux systèmes d'élevage (Dumont *et al.*, 2013), et de la seconde forme de modernisation écologique de l'élevage présentée en début de chapitre (Duru and Therond, 2015). La complexité de ces systèmes provient de la contextualisation des solutions proposées (Duru *et al.*, 2015), ce qui pose la question de la genericité des solutions techniques, de la formation des éleveurs et de leur encadrement technique.

Dans la littérature on relève beaucoup moins de situations gagnant-gagnant que de situations de concurrence entre les différents effets de l'élevage. Dans une méta-analyse récente qui embrasse une large gamme d'environnements terrestres et littoraux, Howe *et al.* rapportent trois fois plus de situations de concurrences entre la fourniture de différents services ou entre acteurs, que de situations de synergies (Howe *et al.*, 2014). Les concurrences apparaissent plus fréquentes lorsque l'un des acteurs tire un revenu d'une ressource naturelle. La concurrence prévaut notamment entre la production agricole marchande et les autres effets, alors que les effets non marchands sont plus souvent conciliables entre eux (Howe *et al.*, 2014). Dans les situations de concurrence qui conduisent à un arbitrage, les acteurs « gagnants » ont trois fois plus de chance de détenir un intérêt privé vis-à-vis d'une ressource et ont un niveau de revenus supérieurs aux perdants. Il est plus aisé de trouver un arbitrage favorable à la préservation de l'environnement lorsque la diminution du service de production reste limitée. La probabilité d'obtenir une synergie est accrue lorsque les différents acteurs en présence n'ont pas d'intérêt privé dans l'usage des ressources en compétition. Il en est de même lorsqu'on prend en compte le point de vue de l'ensemble des acteurs d'un territoire (Berthet *et al.*, 2012 ; Lamarque *et al.*, 2013), et lorsque l'on s'affranchit de l'idée que la production devrait être systématiquement prioritaire vis-à-vis de la fourniture des services écosystémiques (Howe *et al.*, 2014).

Il est ainsi important de considérer que l'analyse et la perception des synergies et antagonismes entre les services dépendent non seulement des échelles d'espace et de temps considérées, mais aussi de la position et des intérêts des différents acteurs (Duru *et al.*, 2015; Rodriguez *et al.*, 2006). La prise en considération des perceptions des acteurs et décideurs locaux permet de proposer des compromis acceptables issus d'arbitrages

sur les bouquets de services rendus par l'élevage (Groot *et al.*, 2010). Ainsi, des scénarios prospectifs tels que ceux de Solagro (Solagro, 2013) et van Zanten *et al.* (van Zanten *et al.*, 2016) sont-ils à relativiser puisqu'ils intègrent des changements de régimes alimentaires importants sans considérer l'engagement potentiel et les perceptions des consommateurs, qui est en opposition avec une approche de type écologie du système alimentaire (Francis *et al.*, 2003) et ne considérant pas l'importance des héritages dans les régimes alimentaires de leur valeur culturelle et identitaire et cela que ce soit aux échelles régionales ou nationales.. Pour étudier les biens et services fournis par l'élevage, il apparaît nécessaire d'élargir le cadre d'analyse afin de considérer le système d'élevage dans sa globalité. La dimension sociale de la durabilité est souvent sous-évaluée du fait du manque d'indicateurs disponibles. Celle-ci inclut les conditions de vie de l'éleveur, l'organisation du travail et la complexité de gestion du système, et des questions sociétales telles que le bien-être animal, et la qualité sensorielle des produits et leur valeur culturelle, ainsi que des questions de santé publique (qualité nutritionnelle des produits, incidence des produits chimiques, antibiorésistance) et plus généralement la multifonctionnalité de l'élevage et des espaces ruraux (tourisme, loisirs, patrimoine culturel). Certaines formes d'élevage particulièrement avancées dans la transition agroécologique, et décrites dans cette section, se révèlent être très productives tout en fournissant nombre de services intrants pour elles-mêmes et pour d'autres secteurs de l'agriculture, ainsi que différents services écosystémiques à la société. La prise en compte de ces services, par exemple la séquestration du carbone par les prairies, est susceptible de modifier les classements entre systèmes (Doreau *et al.*, 2011 ; Nguyen *et al.*, 2012). De même, le choix des unités fonctionnelles (émissions ramenées au kg de produit ou à l'hectare) et des frontières du système peuvent nettement en bouleverser l'évaluation. L'importance de ces choix est souvent sous-estimée ; ces choix doivent inclure les effets délocalisés, comme c'est le cas des analyses de cycle de vie. D'autres services comme la fourniture d'acides gras indispensables, dont la concentration dépend de l'alimentation des animaux, ont pu être évalués et leur analyse devra être approfondies pour ne pas se limiter à une quantification des protéines produites sans tenir compte de la qualité de l'alimentation (Jacquot *et al.*, 2015a ; Jacquot *et al.*, 2013; Jacquot *et al.*, 2015b).

La question de la rémunération des services environnementaux, en considérant soit des paiements pour des externalités positives ou une taxation des externalités négatives reste complexe. Elle nécessite d'une part de quantifier de manière objective services et dysservices, mais également d'analyser les effets des nouvelles modalités de la politique agricole, en particulier la gestion du premier et du deuxième pilier. Les travaux de recherche en cours devraient aider à élaborer de nouvelles mesures de politique publiques pour rémunérer les services fournis par certaines formes d'élevage (cf. l'expertise Efese en cours et les travaux soutenus par le méta-programme EcoServ). Une analyse globale a récemment montré qu'à long terme les conséquences négatives de l'utilisation des pesticides seraient bien supérieures au gain économique procuré par le surplus de production qu'ils génèrent (Bourguet and Guillemaud, 2016). La même démarche mérite d'être appliquée aux systèmes et aux territoires d'élevages intensifs, non liés au sol ou dans lesquels les niveaux de production recherchés dépassent les capacités du milieu. Ceux-ci peuvent certes être très efficaces en termes d'émissions de gaz à effet de serre ramenés aux quantités produites, mais ils présentent également des externalités négatives qui ne sont pas systématiquement prises en compte en termes de coûts dans leur évaluation. Ces coûts, dont certains commencent à peine à être discutés, peuvent être de nature environnementale (conséquences des dégâts sur les services écosystémiques, effets des résidus d'antibiotiques sur le niveau d'émission de méthane par les bouses ; (Hammer *et al.*, 2016), réglementaire (fonds publics pour assainir les eaux), sanitaire (antibiorésistance), toxicologique (transfert de résidus de pesticides via les tourteaux de soja ; (Cuhra *et al.*, 2016)) ou nutritionnelle (moins bon profil en acides gras du lait et des viandes de ruminants sauf à compenser par des apports de lin) mais aussi politique et social (exposition des éleveurs aux risques du marché, dévalorisation de leur image et attractivité des territoires en lien avec les aspects culturels, patrimoniaux, le tourisme et les loisirs). Ces coûts et leur évolution sont toutefois très variables selon la manière dont les systèmes sont gérés, y compris pour les systèmes productifs, ce qui présage de marges de manœuvres significatives pour renforcer la durabilité de l'élevage.

Références bibliographiques

- Acosta-Alba, I.; Corson, M.S.; van der Werf, H.M.G.; Leterme, P., 2012. Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27 (3): 217-227. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170511000329>
- Ademe, 2014. *Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat*. Angers: ADEME (Collection ADEME, Connaitre et choisir).
- Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- Allaire, G.; Cahuzac, E.; Poméon, T.; Simioni, M., 2014. Approche spatiale de la conversion à l'agriculture biologique. *Économie rurale*, (1): 9-31.
- Arroyo, J.; Aubin, J.; Auvergne, A.; Dubois, J.P.; Brachet, M.; Fernandez, X.; Debaeke, P.; Fortun-Lamothe, L., 2013. Conception et évaluation d'un système innovant de production de foie gras : le cas de la substitution du maïs par du sorgho chez l'oie. *INRA Productions Animales*, 26 (5): 435-448. <http://www6.inra.fr/productions-animales/2013-Volume-26/Numero-5-2013-pp.-385-454/Conception-et-evaluation-d-un-systeme-innovant-de-production-de-foie-gras>
- Asai, M.; Langer, V.; Frederiksen, P.; Jacobsen, B.H., 2014. Livestock farmer perceptions of successful collaborative arrangements for manure exchange: A study in Denmark. *Agricultural Systems*, 128: 55-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.03.007>
- Audsley, E.; Pearn, K.R.; Simota, C.; Cojocar, G.; Koutsidou, E.; Rounsevell, M.D.A.; Trnka, M.; Alexandrov, V., 2006. What can scenario modelling tell us about future European scale agricultural land use, and what not? *Environmental Science & Policy*, 9 (2): 148-162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.008>
- Aznar, O.; Guérin, M.; Perrier-Cornet, P., 2007. Agriculture de services, services environnementaux et politiques publiques : éléments d'analyse économique. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2007/4: 573-587.
- Baer, S.G.; Blair, J.M.; Collins, S.L.; Knapp, A.K., 2003. Soil resources regulate productivity and diversity in newly established tallgrass prairie. *Ecology*, 84 (3): 724-735. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0724:SRRPAD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0724:SRRPAD]2.0.CO;2)
- Barnaud, C.; Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*, 56: 113-123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 127-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>
- Baudon, E.; Cottais, L.; Leterme, P.; Espagnol, S.; Dourmad, J.Y., 2005. Optimisation environnementale des systèmes de production porcine. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 325-332.
- Belloir, P.; Lessire, M.; Berri, C.; Lambert, W.; Corrent, E.; Tesseraud, S., 2015. Revisiting amino acid nutrition. *20th European Symposium on Poultry Nutrition*, 24-27 août Prague, Czech Republic, 27-34.
- Bennett, E.M.; Peterson, G.D.; Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12 (12): 1394-1404. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>

Benoit, M.; Agabriel, J., 2016. Filières bovine et ovine allaitantes. In: Coudurier, B.; Georget, M.; Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.-L., eds. *Vers des agricultures à hautes performances. Volume 4. Analyse des voies de progrès en agriculture conventionnelle par orientation productive*. Paris: INRA, 326-353.

Benoit, M.; Dakpo, H., 2012. Greenhouse gas emissions on french meat sheep farms: analysis over the period 1987-2010. *Emissions of Gas and Dust from Livestock*, Edits. Hassouna M., Guigand N. *Proceedings Emili 2012 congress*: 384-387.

Benoit, M.; Laignel, G., 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique ? *INRA Productions Animales*, 24 (3): 211-220. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5646/80246/version/1/file/Prod_Anim_2011_24_3_01.pdf

Benoit, M.; Laignel, G.; Lienard, G.; Dedieu, B.; Chabosseau, J.M., 1997. Eléments de réussite économique des élevages ovins extensifs du Montmorillonnais. *INRA Productions Animales*, 10 (5): 349-362. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4818/45565/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_5_02.pdf

Berthet, E.T.A.; Bretagnolle, V.; Segrestin, B., 2012. Analyzing the Design Process of Farming Practices Ensuring Little Bustard Conservation: Lessons for Collective Landscape Management. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36 (3): 319-336. <http://dx.doi.org/10.1080/10440046.2011.627988>

Bertoni, G.; Trevisi, E.; Houdijk, J.; Calamari, L.; Athanasiadou, S., 2016. Welfare Is Affected by Nutrition Through Health, Especially Immune Function and Inflammation. In: Phillips, C.J.C., ed. *Nutrition and the Welfare of Farm Animals*. Cham: Springer International Publishing, 85-113. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-27356-3_5

Beudou, J.; Martin, G.; Ryschawy, J., 2016. Unlocking the agroecological transition in livestock farming: the key role of the cultural and territorial vitality services provided by livestock to society. *Agronomy for Sustainable Development*, soumis.

Bijja, M.; Dubois, J.-P.; Lavigne, F.; Auvergne, A.; Arroyo, J.; Fernandez, X., 2010. Qualité des parcours de palmipèdes : comparaison de la conduite en parcours tournants et en parcours fixe. *9èmes Journées de la Recherche Palmipèdes à Foie Gras*. Bordeaux, France, 197-201.

Boatman, N.; Rew, L.; Theaker, A.; Froudwilliams, R., 1994. The impact of nitrogen fertilizers on field margin flora. In: Boatman, N., ed. *Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation. Proceedings*. British Crop Protection Council in association with the British Ecological Society (British Crop Protection Council Monograph Series), 209-214.

Boissy, A.; Bouix, J.; Orgeur, P.; Poindron, P.; Bibé, B.; Le Neindre, P., 2005. Genetic analysis of emotional reactivity in sheep: effects of the genotypes of the lambs and of their dams. *Genetics, Selection, Evolution : GSE*, 37 (5): 381-401. <http://dx.doi.org/10.1186/1297-9686-37-5-381>

Bonaudo, T.; Bendahan, A.B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F.; Magda, D.; Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>

Bonaudo, T.; Billen, G.; Garnier, J.; Barataud, F.; Bognon, S.; Marty, P.; Dupre, D., 2015. Le système agro-alimentaire : un découplage progressif de la production et de la consommation. In: Nicolas, B., ed. *Essai d'écologie territoriale*. CNRS Editions (CNRS Alpha), 157-178. http://www.cnrseditions.fr/geographie/7207-essai-d-ecologie-territoriale.html?search_query=le+metabolisme+territorial&results=1

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebreton, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *INRA Productions Animales*, 21 (4): 345-359. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5598/79577/version/1/file/Prod_Anim_2008_4_04.pdf

Bordes, A.; Grimaud, L.; Grannec, M.L.; Boulestreau-Boulay, A.L., 2016. Impact du lien au sol sur les performances économiques et environnementales d'une exploitation porcine naisseur engraisseur. *Journées Rech. Porcine en France*, 7-12. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2016/economie/e2.pdf>

Bourguet, D.; Guillemaud, T., 2016. The Hidden and External Costs of Pesticide Use. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews*. Cham: Springer International Publishing, 35-120. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-26777-7_2

Brachet, M.; Guy, G.; Fernandez, X.; Arroyo, J.; Fortun-Lamothe, L., 2015. Impacts environnementaux de la production de foie gras d'oie : comparaison des systèmes de production avec ou sans gavage. *11èmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France, 950-954. <http://prodinra.inra.fr/record/342123>

Bradbury, R.B.; Stoate, C.; Tallowin, J.R.B., 2010. FORUM: Lowland farmland bird conservation in the context of wider ecosystem service delivery. *Journal of Applied Ecology*, 47 (5): 986-993. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01843.x>

Calder, P.C., 2014. Very long chain omega-3 (n-3) fatty acids and human health. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 116 (10): 1280-1300. <http://dx.doi.org/10.1002/ejlt.201400025>

Carrère, P.; Dumont, B.; Cordonnier, S.; Orth, D.; Teyssonneyre, F.; Petit, M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ? *Actes du colloque INRA-ENITAC Agriculture et produits alimentaires de montagne*. ENITAC, 41-46.

Casey, J.W.; Holden, N.M., 2006. Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality*, 35 (1): 231-239. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0121>

Chan, K.M.A.; Guerry, A.D.; Balvanera, P.; Klain, S.; Satterfield, T.; Basurto, X.; Bostrom, A.; Chuenpagdee, R.; Gould, R.; Halpern, B.S.; Hannahs, N.; Levine, J.; Norton, B.; Ruckelshaus, M.; Russell, R.; Tam, J.; Woodside, U., 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *BioScience*, 62 (8): 744-756. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>

Chevalier, D.; Nicolas, C.; Amand, G., 2015. Le bâtiment d'élevage, un outil stratégique pour la filière avicole *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 840-854.

Coignard, M.; Guatteo, R.; Veissier, I.; de Boyer des Roches, A.; Mounier, L.; Lehébel, A.; Bareille, N., 2013. Description and factors of variation of the overall health score in French dairy cattle herds using the Welfare Quality® assessment protocol. *Preventive Veterinary Medicine*, 112 (3-4): 296-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.07.018>

Coquil, X.; Béguin, P.; Dedieu, B., 2014. Transition to self-sufficient mixed crop-dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (03): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170513000458>

Costanza, R.; d'Arge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.J.; Foley, P.A.; Boland, T.M.; Kenny, D.A., 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 29-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001>

Cuhra, M.; Bøhn, T.; Cuhra, P., 2016. Glyphosate: Too Much of a Good Thing? *Frontiers in Environmental Science*, 4. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2016.00028>

d'Aleixis, S.; Sauvant, D.; Boval, M., 2014. Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: a quantitative review. *Journal of Agricultural Science*, 152 (4): 655-666. <http://dx.doi.org/10.1017/s0021859613000622>

da Silva, V.P.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133: 222-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>

Darnhofer, I.; Bellon, S.; Dedieu, B.; Milestad, R., 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 545-555. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009053>

Daw, T.M.; Coulthard, S.; Cheung, W.W.L.; Brown, K.; Abunge, C.; Galafassi, D.; Peterson, G.D.; McClanahan, T.R.; Omukoto, J.O.; Muniy, L., 2015. Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (22): 6949-6954. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1414900112>

de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

Dekker, S.E.M.; De Boer, I.J.M.; Vermeij, I.; Aarnink, A.J.A.; Koerkamp, P., 2011. Ecological and economic evaluation of Dutch egg production systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 109-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.011>

Delaby, L.; Comeron, E.; Mc Carty, B.; Pavie, J.; Peyraud, J.L., 2016. Les légumineuses fourragères, indispensables à l'élevage de demain. *Fourrages*, 226: 77-86.

Delaby, L.; Fiorelli, J.L., 2014. Systèmes laitiers à bas intrants: entre traditions et innovations. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 123-133.

Dick, J.; Andrews, C.; Beaumont, D.A.; Benham, S.; Brooks, D.R.; Corbett, S.; Lloyd, D.; McMillan, S.; Monteith, D.T.; Pilgrim, E.S.; Rose, R.; Scott, A.; Scott, T.; Smith, R.I.; Taylor, C.; Taylor, M.; Turner, A.; Watson, H., 2011. A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22 (5): 639-648. <http://dx.doi.org/10.1002/env.1069>

Doreau, M.; van der Werf, H.M.G.; Micol, D.; Dubroeuq, H.; Agabriel, J.; Rochette, Y.; Martin, C., 2011. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science*, 89 (8): 2518-2528. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2010-3140>

Dourmad, J.Y.; Hassouna, M.; Robin, R.; Guingand, N.; Meunier-Salaun, M.C.; Lebret, B., 2009. Influence of pig rearing system on animal performance and manure composition. *Animal*, 3 (4): 606-616. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731108003601>

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002>

Dourmad, J.Y.; Moset -Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2012. A dynamic model of ammonia emission and concentration in fattening pig buildings. *International symposium on Emission of Gas and Dust from Livestock*. Saint-Malo, 251. <https://colloque4.inra.fr/emili2012/Oral-presentations/>

Dourmad, J.Y.; Ryschawy, J.; Trousson, T.; Bonneau, M.; Gonzalez, J.; Houwers, H.W.J.; Hviid, M.; Zimmer, C.; Nguyen, T.L.T.; Morgensen, L., 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal*, 8 (12): 2027-2037. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731114002134>

Dubois, J.-P.; Bijja, M.; Auvergne, A.; Lavigne, F.; Fernandez, X.; Babilé, R., 2008. Agroforesterie : comportement des oies sous un couvert de noyers et effets sur les performances du verger. *8èmes Journées de la Recherche sur les Palmipèdes à foie gras*. Arcachon, France, 111-115.

Dumont, B.; Andueza, D.; Niderkorn, V.; Lüscher, A.; Porqueddu, C.; Picon-Cochard, C., 2015. A meta-analysis of climate change effects on forage quality in grasslands: specificities of mountain and Mediterranean areas. *Grass and Forage Science*, 70 (2): 239-254. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12169>

Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731112002418>

Duru, M.; Moraine, M.; Therond, O., 2015. An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Animal Frontiers*, 5 (4): 6-13. <http://dx.doi.org/10.2527/af.2015-0041>

Duru, M.; Therond, O., 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, 15 (8): 1651-1665. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0722-9>

Dusart, L.; Meda, B.; Protino, J.; Chevalier, D.; Dezat, E.; Chenut, R.; Ponchant, P.; Lescoat, P.; Berri, C.; Bouvarel, I., 2015a. OVALI : un outil pratique d'évaluation de la durabilité des filières avicoles. 2-Utilisation pour la conception de nouveaux systèmes de production. *11èmes Journées de la Recherche Avicole et des Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, 2015-03-25 - 2015-03-26, 881-886.

Dusart, L.; Protino, J.; Meda, B.; Dezat, E.; Chevalier, D.; Magdelaine, P.; Chenut, R.; Ponchant, P.; Lescoat, P.; Berri, C., 2015b. Ovali, une méthode pour améliorer la durabilité des filières avicoles. *TeMA: techniques et marchés avicoles*, (35): 4-12.

Eigenbrod, F.; Armsworth, P.R.; Anderson, B.J.; Heinemeyer, A.; Gillings, S.; Roy, D.B.; Thomas, C.D.; Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47 (2): 377-385. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>

Erb, K.-H.; Lauk, C.; Kastner, T.; Mayer, A.; Theurl, M.C.; Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communications*, 7: 11382. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms11382>

Ermgassen, E.; Phalan, B.; Green, R.E.; Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy*, 58: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.11.001>

European Commission, 2007. *Attitudes of EU citizens towards Animal Welfare*: European Commission, 51 p. + annexes. http://www.vuzv.sk/DB-Welfare/vseob/sp_barometer_aw_en.pdf

Falconnier, G.; Mouret, J.-C.; Hammond, R., 2012. Des canards pour désherber les rizières: une intégration agriculture-élevage prometteuse pour les riziculteurs biologiques camarguais. 1. *Conférence internationale sur les systèmes de production rizicole biologique*. 2012-08-27/2012-08-30, Montpellier, FRA.

FAO, 2011. *World Livestock 2011–Livestock in Food Security*. FAO Rome. <http://www.fao.org/docrep/014/i2373e/i2373e.pdf>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Farruggia, A.; Dumont, B.; Scohier, A.; Leroy, T.; Pradel, P.; Garel, J.P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67 (1): 136-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>

Faruk, M.U.; Bouvarel, I.; Meme, N.; Rideau, N.; Roffidal, L.; Tukur, H.M.; Bastianelli, D.; Nys, Y.; Lescoat, P., 2010. Sequential feeding using whole wheat and a separate protein-mineral concentrate improved feed efficiency in laying hens. *Poultry Science*, 89 (4): 785-796. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2009-00360>

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Francis, C.; Lieblein, G.; Gliessman, S.; Breland, T.A.; Creamer, N.; Harwood, R.; Salomonsson, L.; Helenius, J.; Rickerl, D.; Salvador, R.; Wiedenhoef, M.; Simmons, S.; Allen, P.; Altieri, M.; Flora, C.; Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22 (3): 99-118. http://dx.doi.org/10.1300/J064v22n03_10

Franzen, M.; Nilsson, S.G., 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography*, 31 (6): 698-708. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05110.x>

Gadray, J., 1996. *L'économie des services*. coll. Paris: (La Découverte).

Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des systèmes bovins laitiers herbagers 17. *Rencontres Recherche Ruminants* 25-32.

Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.Y., 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig. production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*, 161: 158-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2013.11.027>

Gaudré, D.; Roques, C.; Roca, X., 2013. Utilisation d'un coproduit de biscuiterie dans l'alimentation des porcs en engraissement et en post-sevrage. *Journées Recherche Porcine*. Paris, 195-196. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2013/alimentation/JRP-2013-alimentation17.pdf>

Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>

Gédouin, M., 2008. *Les éleveurs et leur travail en Picardie : synthèse d'enquêtes régionales et propositions pour l'action*: Agro-transfert Picardie, 24 p. http://www.agro-transfert-rt.org/wp-content/uploads/2016/02/Les_%C3%A9leveurs_et_leur_travail_en_Picardie.pdf

Geertsema, W.; Rossing, W.A.H.; Landis, D.A.; Bianchi, F.J.J.A.; van Rijn, P.C.J.; Schaminée, J.H.J.; Tschamntke, T.; van der Werf, W., 2016. Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (4): 209-216. <http://dx.doi.org/10.1002/fee.1258>

Geijzenborffer, I.R.; Regan, E.C.; Pereira, H.M.; Brotons, L.; Brummitt, N.; Gavish, Y.; Haase, P.; Martin, C.S.; Mihoub, J.-B.; Secades, C.; Schmeller, D.S.; Stoll, S.; Wetzels, F.T.; Walters, M., 2016. Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1341-1350. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12417>

Gerber, P.J.; Vellinga, T.; Opio, C.; Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>

German, R.N.; Thompson, C.E.; Benton, T.G., 2016. Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: a meta-analysis to guide sustainable agriculture. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12251>

Gibon, A.; Ladet, S.; Balent, G., 2015. Diagnostic socioécologique de la gestion des prairies en référence aux services écosystémiques attendus des paysages dans le Parc National des Pyrénées (France). *Fourrages*, (224): 305-319. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/2066>

Gliessman, S.R., 2007. Animals in Agroecosystems. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems*. Boca Raton FL (USA): CRC Press, 269-285.

González-García, E.; Gourdière, J.L.; Alexandre, G.; Archimède, H.; Vaarst, M., 2012. The complex nature of mixed farming systems requires multidimensional actions supported by integrative research and development efforts. *Animal*, 6 (Special Issue 05): 763-777. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731111001923>

Goulson, D.; Hanley, M.E.; Darvill, B.; Ellis, J.S.; Knight, M.E., 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122 (1): 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>

Grandin, T.; Deesing, M.J., 2014. Chapter 1 - Behavioral Genetics and Animal Science. *Genetics and the Behavior of Domestic Animals (Second Edition)*. San Diego: Academic Press, 1-40. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-394586-0.00001-9>

Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>

Groot, J.C.J.; Jellema, A.; Rossing, W.A.H., 2010. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: Balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. *European Journal of Agronomy*, 32 (1): 112-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2009.07.002>

Groot, J.C.J.; Rossing, W.A.H.; Jellema, A.; Stobbelaar, D.J.; Renting, H.; Van Ittersum, M.K., 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality - A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (1): 58-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.037>

Guy, G.; Fortun-Lamothe, L.; Bénard, G.; Fernandez, X., 2013. Natural induction of spontaneous liver steatosis in Greylag Landaise geese (Anser anser). *Journal of Animal Science*, 91 (1): 455-464. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2012-5492>

Hamann, M.; Biggs, R.; Reyers, B., 2015. Mapping social-ecological systems: Identifying 'green-loop' and 'red-loop' dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 34: 218-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.008>

Hammer, T.J.; Fierer, N.; Hardwick, B.; Simojoki, A.; Slade, E.; Taponen, J.; Viljanen, H.; Roslin, T., 2016. Treating cattle with antibiotics affects greenhouse gas emissions, and microbiota in dung and dung beetles. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 283 (1831). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0150>

Havlik, P.; Leclère, D.; Valin, H.; Herrero, M.; Schmid, E.; Soussana, J.F.; Müller, C.; Obersteiner, M., 2015. Global climate change, food supply and livestock production systems: a bioeconomic analysis. In: Elbehri, A., ed. *Climate Change and Food Systems: Global Assessments and Implications for Food Security and Trade*. Roma: FAO, 176-208. <http://www.fao.org/3/a-i4332e/i4332e06.pdf>

Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>

Havlik, P.; Valin, H.; Herrero, M.; Obersteiner, M.; Schmid, E.; Rufino, M.C.; Mosnier, A.; Thornton, P.K.; Bottcher, H.; Conant, R.T.; Frank, S.; Fritz, S.; Fuss, S.; Kraxner, F.; Notenbaert, A., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (10): 3709-3714. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1308044111>

Henseler, M.; Wirsig, A.; Herrmann, S.; Krimly, T.; Dabbert, S., 2009. Modeling the impact of global change on regional agricultural land use through an activity-based non-linear programming approach. *Agricultural Systems*, 100 (1-3): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2008.12.002>

Hoekstra, J.M.; Boucher, T.M.; Ricketts, T.H.; Roberts, C., 2004. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8 (1): 23-29. <http://dx.doi.org/>

Hossain, S.; Sugimoto, H.; Ahmed, G.; Islam, M.R., 2005. Effect of integrated rice-duck farming on rice yield, farm productivity, and rice provisioning. *Asian Journal of Agriculture and Development (Philippines)*.

Howe, C.; Suich, H.; Vira, B.; Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 28: 263-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>

ITAVI, 2013. *Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium calcium - cuivre - et zinc par les élevages avicoles. Mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006*. Paris: ITAVI, 63 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/sandrinel_Brochure_CORPEN_Volailles_revisee_21_JUIN_2013_DEFINITIVE_cle01d483.pdf

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Chesneau, G.; Mourot, J., 2015a. Change the feed diet of animals allow to approach the nutritional recommendations for consumers without changing their eating habits. *Euro Fed Lipid*. Florence, 27-30 septembre 2015.

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Weill, P.; Chesneau, G.; Guillevic, M.; Ferry, C.; Schmitt, B.; Mourot, J., 2013. Quelle contribution d'un changement de mode de production des animaux dans les apports journaliers d'acides gras ? *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 48: S63. [http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960\(13\)70370-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960(13)70370-5)

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Weill, P.; Mourot, j., 2015b. What is the contribution of a change of production of animals in daily intake of fatty acids? *Euro Fed Lipid*. Florence, 27-30 septembre 2015.

Jerrentrup, J.S.; Wrage-Mönnig, N.; Röver, K.-U.; Isselstein, J., 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 968-977. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12244>

Jopke, C.; Kreyling, J.; Maes, J.; Koellner, T., 2015. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*, 49: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>

Jouven, M.; Foulquié, D.; Benoit, M., 2011. Rangeland grazing to improve farm performance. Example for an extensive meat sheep farming system. *Options Méditerranéennes. Série A : Séminaires Méditerranéens*, 100: 249-254. <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/a100/00801511.pdf>

Kirchner, M.; Schmidt, J.; Kindermann, G.; Kulmer, V.; Mitter, H.; Prettenhaler, F.; Rüdiger, J.; Schuppenlehner, T.; Schönhart, M.; Strauss, F.; Tappeiner, U.; Tasser, E.; Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes — The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecological Economics*, 109: 161-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>

Klimek, S.; Richter gen. Kemmermann, A.; Hofmann, M.; Isselstein, J., 2007. Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*, 134 (4): 559-570. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.007>

Köble, R.; Seufert, G., 2001. Novel maps for forest tree species in Europe. *Proceedings of the 8th European Symposium on the Physico-Chemical Behaviour of Air Pollutants: "A Changing Atmosphere!"*. Torino (It) 17-20 September, 2001. http://afoludata.jrc.ec.europa.eu/img/tree_species_maps.pdf

Koch, E.W.; Barbier, E.B.; Silliman, B.R.; Reed, D.J.; Perillo, G.M.E.; Hacker, S.D.; Granek, E.F.; Primavera, J.H.; Muthiga, N.; Polasky, S.; Halpern, B.S.; Kennedy, C.J.; Kappel, C.V.; Wolanski, E., 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (1): 29-37. <http://dx.doi.org/10.1890/080126>

Kragt, M.E.; Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *Ecological Economics*, 102: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>

Kremen, C.; Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>

Kroll, F.; Muller, F.; Haase, D.; Fohrer, N., 2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy*, 29 (3): 521-535. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>

Labussiere, O., 2014. Le regard d'un chercheur sur DORéMI et l'émergence de nouveaux collectifs pour la rénovation globale. *Dorémi en Biovallée, avancement et perspectives*, 11-12 juin 2014. Crest, France: 2014-06-11. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01239366>

Lamarque, P.; Meyfroidt, P.; Nettiér, B.; Lavorel, S., 2014. How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers' Decision-Making. *Plos One*, 9 (9): e107572. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107572>

Lang, A.; Perrot, C.; Dupraz, P.; Tregaro, Y.; Rosner, M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage français*. Paris: GIS Elevage demain, 444 p. (rapport+annexes). <https://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Rapport-final-Emplois-lies-a-l-elevage>

Le Gal, P.Y.; Bernard, J.; Moulin, C.H., 2013. Supporting strategic thinking of smallholder dairy farmers using a whole farm simulation tool. *Tropical Animal Health and Production*, 45 (5): 1119-1129. <http://dx.doi.org/10.1007/s11250-012-0335-6>

Le Rohellec, C.; Falaise, D.; Mouchet, C.; Boutin, M.; Thiebot, J., 2009. Analyse de l'efficacité environnementale et énergétique de la mesure agri-environnementale « Système fourrager économe en intrants » (SFEI), à partir de l'analyse de pratiques de quarante quatre signataires. Campagne culturelle 2006/2007. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*, 109-112. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article2819>

Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport final*. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p.

Lebret, B.; Meunier-Salaun, M.C.; Foury, A.; Mormede, P.; Dransfield, E.; Dourmad, J.Y., 2006. Influence of rearing conditions on performance, behavioral, and physiological responses of pigs to preslaughter handling, carcass traits, and meat quality. *Journal of Animal Science*, 84 (9): 2436-2447. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2005-689>

Lemaire, G.; Franzluebbers, A.J.; Carvalho, P.C.D.; Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 4-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>

Lescourret, F.; Magda, D.; Richard, G.; Adam-Blondon, A.F.; Bardy, M.; Baudry, J.; Doussan, I.; Dumont, B.; Lefevre, F.; Litrico, I.; Martin-Clouaire, R.; Montuelle, B.; Pellerin, S.; Plantegenest, M.; Tancoigne, E.; Thomas, A.; Guyomard, H.; Soussana, J.F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 68-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>

Litt, J.; Coutelet, G.; Arroyo, J.; Bignon, L.; Laborde, M.; Theau-Clement, M.; Brachet, M.; Guy, G.; Drouilhet, L.; Dubois, J.P.; Grossiord, B.; Herault, F.; Fortun-Lamothe, L., 2014. CUNIPALM : Evaluation de la durabilité et innovations pour des ateliers CUNicoles et PALMipèdes gras plus durables. *Innovations Agronomiques*, 34: 241-258. <http://www6.inra.fr/ciaq/Revue/Volumes-publies-en-2014/Volume-34-Mars-2014>

Liu, H.; Meng, J.; Bo, W.; Cheng, D.; Li, Y.; Guo, L.; Li, C.; Zheng, Y.; Liu, M.; Ning, T.; Wu, G.; Yu, X.; Feng, S.; Wuyun, T.; Li, J.; Li, L.; Zeng, Y.; Liu, S.V.; Jiang, G., 2016. Biodiversity management of organic farming enhances agricultural sustainability. *Scientific reports*, 6: 23816. <http://dx.doi.org/10.1038/srep23816>

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1296-1304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>

Lovett, D.K.; Shalloo, L.; Dillon, P.; O'Mara, F.P., 2006. A systems approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agricultural Systems*, 88 (2-3): 156-179. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.006>

Loyon, L.; Burton, C.H.; Misselbrook, T.; Webb, J.; Philippe, F.X.; Aguilar, M.; Doreau, M.; Hassouna, M.; Veldkamp, T.; Dourmad, J.Y.; Bonmati, A.; Grimm, E.; Sommer, S.G., 2016. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, 166: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.046>

Lynch, D.H.; Sumner, J.; Martin, R.C., 2014. Framing the social, ecological and economic goods and services derived from organic agriculture in the Canadian context. *Organic farming, prototype for sustainable agricultures*. Springer, 347-365.

Maes, J.; Egoh, B.; Willemen, L.; Liqueste, C.; Vihervaara, P.; Schägner, J.P.; Grizzetti, B.; Drakou, E.G.; La Notte, A.; Zulian, G.; Bouraoui, F.; Luisa Paracchini, M.; Braat, L.; Bidoglio, G., 2012a. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1 (1): 31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Maes, J.; Paracchini, M.L.; Zulian, G.; Dunbar, M.B.; Alkemade, R., 2012b. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>

Mahmoud, M.; Liu, Y.; Hartmann, H.; Stewart, S.; Wagener, T.; Semmens, D.; Stewart, R.; Gupta, H.; Dominguez, D.; Dominguez, F.; Hulse, D.; Letcher, R.; Rashleigh, B.; Smith, C.; Street, R.; Ticehurst, J.; Twery, M.; van Delden, H.; Waldick, R.; White, D.; Winter, L., 2009. A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environmental Modelling & Software*, 24 (7): 798-808. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.11.010>

Manuelian, C.L.; Albanell, E.; Rovai, M.; Caja, G.; Guitart, R., 2015. Kinetics of lithium as a lithium chloride dose suitable for conditioned taste aversion in lactating goats and dry sheep1. *Journal of Animal Science*, 93 (2): 562-569. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2014-8223>

Marini, L.; Fontana, P.; Scotton, M.; Klimek, S., 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology*, 45 (1): 361-370. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01402.x>

Marriott, C.; Fothergill, M.; Jeangros, B.; Scotton, M.; Louault, F., 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. *Agronomie*, 24 (8): 447-462. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2004041>

Marshall, B.M.; Levy, S.B., 2011. Food Animals and Antimicrobials: Impacts on Human Health. *Clinical Microbiology Reviews*, 24 (4): 718-+. <http://dx.doi.org/10.1128/cmr.00002-11>

Marshall, E.J.P.; West, T.M.; Kleijn, D., 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113 (1-4): 36-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036>

Martin, G.; Cruz, P.; Theau, J.P.; Jouany, C.; Fleury, P.; Granger, S.; Faivre, R.; Balente, G.; Lavorel, S.; Duru, M., 2009. A multi-site study to classify semi-natural grassland types. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (4): 508-515. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.005>

Martin, G.; Moraine, M.; Ryschawy, J.; Magne, M.A.; Asai, M.; Sarthou, J.P.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3): 53. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire* 59 p.

Mialon, M.M.; Martin, C.; Garcia, F.; Menassol, J.B.; Dubroeuq, H.; Veissier, I.; Micol, D., 2008. Effects of the forage-to-concentrate ratio of the diet on feeding behaviour in young Blond d'Aquitaine bulls. *Animal*, 2 (11): 1682-1691. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731108002905>

Monteny, G.J.; Bannink, A.; Chadwick, D., 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 163-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.015>

Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>

Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170515000526>

Moraine, M.; Grimaldi, J.; Murgue, C.; Duru, M.; Théron, O., 2016 (accepté). Co-design and assessment of crop-livestock systems at the territory level: a case study in south-western France. *Agricultural Systems*.

Mortimer, S.; Kessock-Philip, R.; Potts, S.; Ramsay, A.; Roberts, S.; Woodcock, B.; Hopkins, A.; Gundry, A.; Dunn, R.; Tallwin, J.; Vickery, J.; Gough, S., 2006. *Review of the Diet and Microhabitat Values for Wildlife and the Agronomic Potential of Selected Grassland Plant Species* English Nature Research Report. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/87001>

Murgue, C.; Therond, O.; Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, 45: 52-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>

Murgueitio, E.; Calle, Z.; Uribe, F.; Calle, A.; Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261 (10): 1654-1663. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027>

Nguyen, T.T.H.; van der Werf, H.M.G.; Eugene, M.; Veysset, P.; Devun, J.; Chesneau, G.; Doreau, M., 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145 (1-3): 239-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>

Nicholls, C.I.; Altieri, M.A., 2015. Agroecology: designing climate change resilient small farming systems in the developing world. *Agroecology for Food Security and Nutrition. Proceedings of the FAO International Symposium*. Rome, Italy, 271-295.

Nicolas, F.; Valceschini, E.; Paillotin, G., 1995. Agro-alimentaire : une économie de la qualité. *Colloque : La qualité dans l'agro-alimentaire. Questions économiques et objets scientifiques*. SFER, Société Française d'Economie Rurale, Paris, 1992-10-25. INRA Editions/Economica, 433 p.

Novak, S.; Emile, J., 2014. Associer des approches analytiques et systémiques pour concevoir un système laitier innovant : de la Fée à l'OasYs. *Fourrages*, (217): 47-56. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1985>

Öckinger, E.; Smith, H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44 (1): 50-59. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>

Quin, A.; Burel, F., 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 45-53. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00004-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00004-X)

Palomo, I.; Martín-López, B.; Alcorlo, P.; Montes, C., 2014. Limitations of Protected Areas Zoning in Mediterranean Cultural Landscapes Under the Ecosystem Services Approach. *Ecosystems*, 17 (7): 1202-1215. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-014-9788-y>

Perrot, C.; Caillaud, D.; Chambaut, H., 2012. Économies d'échelle et économies de gamme en production laitière. Analyse technico-économique et environnementale des exploitations de polyculture-élevage françaises. *Rencontres Recherche Ruminants* 33-36. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article3392>

Petz, K.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; Schulp, C.J.E.; van der Velde, M.; Leemans, R., 2014. Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change*, 29: 223-234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veysset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Peyraud, J.L.; Taboada, M.; Delaby, L., 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57 (SI): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005>

Phocas, F.; Belloc, C.; Bidanel, J.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B.; Ezanno, P.; Fortun-Lamothe, L.; Foucras, G.; Frappat, B.; González-García, E.; Hazard, D.; Larzul, C.; Lubac, S.; Mignon-Grasteau, S.; Moreno, C.R.; Tixier-Boichard, M.; Brochard, M., 2016. Review: Towards the agroecological management of ruminants, pigs and poultry through the development of sustainable breeding programmes: I-selection goals and criteria. *Animal*, FirstView: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731116000926>

Pierre, G., 2016. *Agro-énergies dans les territoires*. Rennes: PUR (*Espace et Territoires*), 272 p.

Pires, J.A.; Chilliard, Y.; Delavaud, C.; Rouel, J.; Pomies, D.; Blanc, F., 2015. Physiological adaptations and ovarian cyclicity of Holstein and Montbéliarde cows under two low-input production systems. *Animal*, 9 (12): 1986-95. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731115001317>

Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P., 2014. The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretions, and feed costs in growing-finishing pigs. *Animal*, 8 (5): 704-713. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000408>

Popp, A.; Lotze-Campen, H.; Bodirsky, B., 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change*, 20 (3): 451-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>

Poux, X.; Lumbroso, S.; Aubert, P.-M.; Treyer, S., 2016. *Contributing to the European debate on agriculture and environment: relevance and challenges of an agroecological scenario approach*. Paris: IDDRI, 35 p.

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2959-2971. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

Puydarrieux, P.; Devaux, J., 2013. *Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine?* Paris: Commissariat général au développement durable, Études & documents, 40 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D_92_prairies.pdf

Raudsepp-Heare, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (11): 5242-5247. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2841950/pdf/pnas.200907284.pdf>

Regan, J.; Marton, S.; Barrantes, O.; Hanegraaf, N.; Ruane, E.; Berland, J.; Pellerin, S.; Nesmes, T., 2015. Does the recoupling of dairy and crop production at the district scale lead to environmental benefits? A case-study approach in Europe. *5th International Symposium for Farming Systems Design*. Montpellier, France, September 7th-10th, 2015.

Reganold, J.P.; Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, 2 (2): 15221. <http://dx.doi.org/10.1038/nplants.2015.221>

Remond, D., 2016. Protéines animales – protéines végétales : Quel équilibre pour une alimentation saine et durable ? *Journées Nationales des GTV*. Nantes. http://www.sngtv.org/4DACTION/NS2013_INDEX/2#

Rockstrom, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461 (7263): 472-475. <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>

Rodriguez-Ortega, T.; Oteros-Rozas, E.; Ripoll-Bosch, R.; Tichit, M.; Martin-Lopez, B.; Bernués, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (8): 1361-1372. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000421>

Rodriguez, J.P.; Beard, T.D.; Bennett, E.M.; Cumming, G.S.; Cork, S.J.; Agard, J.; Dobson, A.P.; Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11 (1): Article n°28, 14 p.

Röös, E.; Patel, M.; Spångberg, J.; Carlsson, G.; Rydhmer, L., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>

Ryschawy, J.; Bertrand, S.; Disenhaus, C.; Allaire, G.; Aznar, O.; Plantureux, S.; Josien, E.; Guinot, C.; Lasseur, J.; Perrot, C.; Tchakerian, E.; Aubert, C.; Tichit, M., 2016a. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*, in press.

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Gibon, A., 2013. Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7 (4): 673-681. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002091>

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Joannon, A.; Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112000675>

Ryschawy, J.; Joannon, A.; Choisis, J.P.; Gibon, A.; Le Gal, P.Y., 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*, 129: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.004>

Ryschawy, J.; Martin, G.; Moraine, M.; Duru, M.; Thérond, O., 2016b. Designing crop-livestock integration at different levels: toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, In press.

Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf

Sabate, J.; Harwatt, H.; Soret, S., 2016. Environmental Nutrition: A New Frontier for Public Health. *American journal of public health*, 106 (5): 815-821. <http://dx.doi.org/10.2105/ajph.2016.303046>

Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2014. Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem. *Agricultural Systems*, 126: 38-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.02.008>

Sabatier, R.; Teillard, F.; Rossing, W.A.H.; Doyen, L.; Tichit, M., 2015. Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal*, 9 (5): 899-907. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111400281x>

Sagoff, M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 70 (3): 497-502. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.006>

Saska, P.; Vodde, M.; Heijerman, T.; Westerman, P.; van der Werf, W., 2007. The significance of a grassy field boundary for the spatial distribution of carabids within two cereal fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122 (4): 427-434. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.013>

Schader, C.; Muller, A.; Scialabba, N.E.; Hecht, J.; Isensee, A.; Erb, K.H.; Smith, P.; Makkar, H.P.S.; Klocke, P.; Leiber, F.; Schwegler, P.; Stolze, M.; Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12 (113). <http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>

Schönhart, M.; Mitter, H.; Schmid, E.; Heinrich, G.; Gobiet, A., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation. *German Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 156-176.

Scohier, A.; Ouin, A.; Farruggia, A.; Dumont, B., 2013. Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity? *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION*, 17 (2): 287-294. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-012-9509-9>

Scollan, N.; Hocquette, J.F.; Nuernberg, K.; Dannenberger, D.; Richardson, I.; Moloney, A., 2006. Innovations in beef production systems that enhance the nutritional and health value of beef lipids and their relationship with meat quality. *Meat Science*, 74 (1): 17-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2006.05.002>

Seppelt, R.; Dormann, C.F.; Eppink, F.V.; Lautenbach, S.; Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 630-636. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>

Silva, R.D.; Barioni, L.G.; Hall, J.A.J.; Matsuura, M.F.; Albertini, T.Z.; Fernandes, F.A.; Moran, D., 2016. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change*, 6 (5): 493-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2916>

Sjödin, N.E., 2007. Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation*, 16 (7): 2103-2121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-006-9103-0>

Smith, J.O.; Smith, P.; Wattenbach, M.; Zaehle, S.; Hiederer, R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Rounsevell, M.D.A.; Reginster, I.; Ewert, F., 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology*, 11 (12): 2141-2152. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x>

Sneessens, I.; Benoit, M.; Brunschwig, G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficience permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration. *Innovations Agronomiques*, 39 127-137.

Solagro, 2013. *Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*, 63 p. <http://www.solagro.org/site/393.html>

Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Stacey, K.F.; Parsons, D.J.; Frost, A.R.; Fisher, C.; Filmer, D.; Fothergill, A., 2004. An automatic growth and nutrition control system for broiler production. *Biosystems Engineering*, 89 (3): 363-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.07.006>

Stampfli, A.; Zeiter, M., 2004. Plant regeneration directs changes in grassland composition after extreme drought: a 13-year study in southern Switzerland. *Journal of Ecology*, 92 (4): 568-576. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00900.x>

Swinton, S.M.; Lupi, F.; Robertson, G.P.; Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64 (2): 245-252. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>

Tallis, H.; Kareiva, P.; Marvier, M.; Chang, A., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (28): 9457-9464. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0705797105>

Tallowin, J.R.B.; Smith, R.E.N.; Goodyear, J.; Vickery, J.A., 2005. Spatial and structural uniformity of lowland agricultural grassland in England: a context for low biodiversity. *Grass and Forage Science*, 60 (3): 225-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2005.00470.x>

Tancoigne, E.; Barbier, M.; Cointet, J.-P.; Richard, G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 10: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.004>

Teffène, O.; Plouchard, B.; Longchamp, J.Y.; Castaing, J.; Baudet, J.J.; Hemidy, L.; Landais, E.; Salaün, Y., 1999. Optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation dans des exploitations céréalières avec porcs. Méthodologie et résultats. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 77-84.

Teillard, F.; Allaire, G.; Cahuzac, E.; Leger, F.; Maigne, E.; Tichit, M., 2012. A novel method for mapping agricultural intensity reveals its spatial aggregation: Implications for conservation policies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 149: 135-143. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.018>

Teyssonneyre, F.; Picon-cochard, C.; Falcimagne, R.; Soussana, J.-F., 2002. Effects of elevated CO₂ and cutting frequency on plant community structure in a temperate grassland. *Global Change Biology*, 8 (10): 1034-1046. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00543.x>

Thomas, M.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Tichit, M.; González-García, E.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B., 2014. Agro-écologie et écologie industrielle : deux alternatives complémentaires pour les systèmes d'élevage de demain. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 89-100.

Thornton, P.K.; Herrero, M., 2014. Climate change adaptation in mixed crop–livestock systems in developing countries. *Global Food Security*, 3 (2): 99-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.02.002>

Tritz, Y., 2012. Le Système énergétique agri-territorial: les bioénergies comme outil de développement local. *Géographie, économie, société*, 14 (1): 31-52.

Tritz, Y., 2013. *Développement territorial et valorisation en circuit court des ressources énergétiques locales. Vers des systèmes énergétiques agri-territoriaux ?* Doctorat Nouveau Régime. Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art et Tourisme, Université Lumière Lyon 2. http://theses.univ-lyon2.fr/documents/lyon2/2013/tritz_y

Tscharntke, T.; Clough, Y.; Wanger, T.C.; Jackson, L.; Motzke, I.; Perfecto, I.; Vandermeer, J.; Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151 (1): 53-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>

Valceschini, E.; Lagrange, L., 2007. L'économie de la qualité : enjeux, acquis et perspectives. *Économie rurale*, 300: 94-99. <http://economierurale.revues.org/2251>

Van der Biest, K.; D'Hondt, R.; Jacobs, S.; Landuyt, D.; Staes, J.; Goethals, P.; Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37, Part A: 252-265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>

Van Elswyk, M.E.; McNeill, S.H., 2014. Impact of grass/forage feeding versus grain finishing on beef nutrients and sensory quality: The US experience. *Meat Science*, 96 (1): 535-540. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2013.08.010>

Van Kernebeek, H.R.J.; Oosting, S.J.; Van Ittersum, M.K.; Bikker, P.; De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 677-687. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>

van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>

van Zanten, H.H.E.; Mollenhorst, H.; Klootwijk, C.W.; van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 747-758. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>

Vandermeer, J.; Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *CONSERVATION BIOLOGY*, 21 (1): 274-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>

Veissier, I.; Beaumont, C.; Levy, F., 2007. Les recherches sur le bien-être animal : buts, méthodologie, finalités. *INRA Productions Animales*, 20 (1 (n°spécial "Bien-être animal")): 3-9.

Veysset, P.; Bébin, D.; Lherm, M., 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsy.2004.03.006>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.08.005>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Benoit, M., 2015. Les performances productives, environnementales et économiques des exploitations bovin viande vont de pair. 22. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. Paris. Institut de l'Elevage, 85-85. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article4052>

Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Tanskanen, A.; Burkhard, B., 2010. Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7 (3): 410-420. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002>

Waligora, C., 2013. L'AC dans le Midwest américain : la seule voie pour s'en sortir / Cécile Waligora. *TCS. Techniques culturelles simplifiées*, 73: 18-20.

Weibull, A.-C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>

Weindl, I.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; Müller, C.; Havlik, P.; Herrero, M.; Schmitz, C.; Rolinski, S., 2015. Livestock in a changing climate: production system transitions as an adaptation strategy for agriculture. *Environmental Research Letters*, 10 (9): 094021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094021>

Weiske, A.; Vabitsch, A.; Olesen, J.E.; Schelde, K.; Michel, J.; Friedrich, R.; Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 221-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>

Valceschini, E.; Lagrange, L., 2007. L'économie de la qualité : enjeux, acquis et perspectives. *Économie rurale*, 300: 94-99. <http://economierurale.revues.org/2251>

Van der Biest, K.; D'Hondt, R.; Jacobs, S.; Landuyt, D.; Staes, J.; Goethals, P.; Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37, Part A: 252-265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>

Van Elswyk, M.E.; McNeill, S.H., 2014. Impact of grass/forage feeding versus grain finishing on beef nutrients and sensory quality: The US experience. *Meat Science*, 96 (1): 535-540. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2013.08.010>

Van Kernebeek, H.R.J.; Oosting, S.J.; Van Ittersum, M.K.; Bikker, P.; De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 677-687. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>

van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>

van Zanten, H.H.E.; Mollenhorst, H.; Klootwijk, C.W.; van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 747-758. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>

Vandermeer, J.; Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *CONSERVATION BIOLOGY*, 21 (1): 274-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>

Veissier, I.; Beaumont, C.; Levy, F., 2007. Les recherches sur le bien-être animal : buts, méthodologie, finalités. *INRA Productions Animales*, 20 (1 (n°spécial "Bien-être animal")): 3-9.

Veyssset, P.; Bébin, D.; Lherm, M., 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsy.2004.03.006>

Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.08.005>

Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>

Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Benoit, M., 2015. Les performances productives, environnementales et économiques des exploitations bovin viande vont de pair. 22. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. Paris. Institut de l'Elevage, 85-85. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article4052>

Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Tanskanen, A.; Burkhard, B., 2010. Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7 (3): 410-420. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002>

Waligora, C., 2013. L'AC dans le Midwest américain : la seule voie pour s'en sortir / Cécile Waligora. *TCS. Techniques culturelles simplifiées*, 73: 18-20.

Weibull, A.-C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>

Weindl, I.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; Müller, C.; Havlik, P.; Herrero, M.; Schmitz, C.; Rolinski, S., 2015. Livestock in a changing climate: production system transitions as an adaptation strategy for agriculture. *Environmental Research Letters*, 10 (9): 094021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094021>

Weiske, A.; Vabitsch, A.; Olesen, J.E.; Schelde, K.; Michel, J.; Friedrich, R.; Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 221-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

Wilkins, R.J., 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1491): 517-525. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2167>

Williams, J., 1995. The EPIC model. In: Singh, V.P., ed. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 909-1000.

Yang, G.F.; Ge, Y.; Xue, H.; Yang, W.; Shi, Y.; Peng, C.H.; Du, Y.Y.; Fan, X.; Ren, Y.; Chang, J., 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban-rural complexes. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 136: 110-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.006>

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Chapitre 8

Les formes de gouvernance des compromis

Coordinateur :

Pierre Dupraz

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

Introduction	980
8.1. Les leviers des performances économiques	980
8.2. Les leviers des performances environnementales	994
8.3. Conclusions et questions	1007

Introduction

Les filières animales, englobant les activités d'alimentation animale, d'élevages de production, de transformation et de distribution des produits animaux, répondent d'abord à une demande alimentaire des populations européenne et internationale, au travers de marchés plus ou moins locaux et globaux en interaction. Il en va de même des produits ou sous-produits du cinquième quartier¹ à destination de l'habillement, de la cosmétique ou du secteur énergétique. Le soutien public à l'agriculture et à l'élevage en particulier a eu des niveaux et des modalités très variés selon les productions et les pays. Les grandes cultures et les ruminants ont été privilégiés par rapport aux fruits et légumes et aux granivores. Si le découplage des aides agricoles par rapport aux productions tend à réduire les différences historiques, l'abaissement des barrières aux échanges internationaux a des effets très différenciés selon les productions et les territoires, en révélant des différences d'avantages concurrentiels et de stratégies industrielles, redessinant la géographie des productions animales.

Ces activités ont des effets environnementaux complexes. Une classification utile pour l'analyse concerne l'aire géographique impactée par ces effets. Certains sont très locaux, comme les nuisances olfactives et la qualité de l'eau. D'autres sont globaux comme l'émission de gaz à effets de serre et le stockage de carbone dans les sols. La diversité biologique est difficile à appréhender selon cette grille d'analyse car l'objectif global concernant l'arrêt de l'érosion de cette diversité est intimement lié à des effets productifs et environnementaux très locaux tels que la pollinisation, les auxiliaires de cultures, les ressources cynégétiques et aquatiques. Ainsi les effets environnementaux locaux et globaux ont aussi des effets économiques et sociaux significatifs au travers d'un grand ensemble de politiques et de régulation.

Concernant les effets sociaux de l'élevage, ils découlent principalement i) de la richesse et des emplois créés par les filières animales et la question de leur répartition dans la population européenne et ailleurs, ii) des effets environnementaux et de la répartition de leurs coûts et bénéfices dans la population européenne et extra-européenne, y compris les effets sur la santé humaine via différents canaux – zoonoses, résistances aux antibiotiques et pollutions - auxquels s'ajoutent des questionnements sur les modalités de l'insertion de l'élevage dans la société concernant le bien-être animal et les conceptions philosophiques des rapports homme – animal.

Ces effets globaux et locaux se combinent concrètement aux différentes échelles géographiques des activités de production, de transformation et de distribution des filières. Le secteur agricole est celui qui offre la plus grande flexibilité dans le choix des productions, des techniques d'élevage, de production de l'alimentation du bétail et de gestion des effluents.

8.1. Les leviers des performances économiques

Les performances économiques correspondent ici à la création de valeur ajoutée créée par l'élevage et les transformations et commercialisations des produits issus de l'élevage. Ces activités étant largement soumises à la concurrence, la création de valeur ajoutée est étroitement liée à leur rentabilité. Celle-ci dépend d'abord de la différence entre le prix de vente et le coût unitaire pour chaque produit. En l'absence de subventions, cette différence doit être suffisamment élevée pour couvrir les charges fixes pour assurer la pérennité de l'entreprise. Pour le maillon agricole, les aides publiques sont élevées, en particulier pour les exploitations herbivores (section 1.7) atténuant singulièrement l'affirmation précédente. Des aides plus élevées permettent d'accepter des prix d'achat plus hauts fixés par les fournisseurs et des prix de vente plus bas négociés par les clients. Elles affectent donc aussi la rentabilité des autres maillons de la filière mais n'éliminent pas l'intérêt de maximiser cette différence, qui reste cruciale pour l'équilibre financier de toute entreprise et de chaque filière. Les leviers concernant la minimisation du coût unitaire d'un produit issu de l'élevage, ou compétitivité coût, seront d'abord

¹ « Tout ce qui, de la dépouille d'un animal de boucherie, ne fait pas partie de la carcasse comprend les abats et les issues. » Gand Dictionnaire Terminologique 2016 - <http://www.granddictionnaire.ca>

examinés dans ces diverses dimensions et à différentes échelles. Elles concernent la localisation et l'association des productions, la combinaison des facteurs de production et la répartition des tâches entre différents maillons des filières animales. Ensuite seront examinés les leviers de la compétitivité hors coût. Cela concerne la capacité à différencier un produit pour affaiblir la concurrence en prix avec les rivaux et/ou à accroître la qualité du produit pour intéresser des consommateurs prêts à payer plus cher un produit de meilleures qualités. Le but est ici d'obtenir un meilleur prix de vente. Obtenir, faire reconnaître et connaître ces qualités différenciées implique cependant des coûts variables et fixes spécifiques par rapport aux productions standards. Avec le consentement à payer des consommateurs, ces coûts spécifiques déterminent les limites de la différenciation des produits et ses interactions avec les leviers de la compétitivité-coût. Le rôle de l'Etat au sens large, comprenant les gouvernements aux niveaux européen, nationaux et régionaux est crucial dans tous les domaines de la compétitivité au travers de la régulation de la concurrence, des politiques sociales et fiscales, des réglementations et politiques sanitaires et environnementales, et bien sûr de la Politique Agricole Commune (PAC).

La survie des entreprises de l'élevage dépend également de leur capacité à absorber les variations de prix et de coûts. Celles-ci dépendent d'une part d'aléas climatiques et sanitaires qui constituent les risques de production au niveau de chaque exploitation et d'autre part de variations de prix. Celles-ci reflètent les déséquilibres entre l'offre et la demande. Hors des grandes crises sanitaires qui suscitent la méfiance des consommateurs et l'intervention des pouvoirs publics, ces déséquilibres découlent davantage de l'instabilité de l'offre, donc des risques de production d'autres régions du monde.

Les externalités positives ou négatives de l'élevage vers le reste de la société ne sont pas considérées ici comme des performances économiques, bien que par définition elles aient des conséquences sur le bien-être des consommateurs ou les profits d'entreprises d'autres secteurs. En revanche les actions, réglementations et politiques d'internalisation de certaines externalités de l'élevage ont des effets sur les performances économiques. C'est le cas de l'interdiction de certaines pratiques potentiellement rentables dans certaines situations, comme la culture de la plupart des organismes génétiquement modifiés en Europe ou l'utilisation, dans l'aliment du bétail, d'antimicrobiens comme promoteurs de croissance. De même la taxation d'un intrant polluant réduit, toutes choses égales par ailleurs, la rentabilité des systèmes de production qui l'utilisent le plus intensivement. C'est aussi le cas de paiements agroenvironnementaux et de labels visant à favoriser la production de services environnementaux par l'agriculture ou à réduire ses nuisances. Les paiements publics procèdent de décisions politiques et expriment le consentement à payer des collectivités. Ils constituent des revenus complémentaires aux productions marchandes. De manière contrastée, les labels visent à récupérer, au travers de la vente de produits issus de l'élevage, le consentement à payer de certains consommateurs pour certaines caractéristiques environnementales, sanitaires ou sociétales, intimement liées à leurs processus de production, affectant ou non les qualités intrinsèques des produits eux-mêmes.

8.1.1. La compétitivité coût

La production des biens et services issus de l'élevage repose sur des technologies très flexibles (Weiss, 2001). Les études de la section 6.2 montrent que les mêmes produits peuvent être obtenus par des combinaisons de productions et de facteurs de production très variées et dans des territoires très différents du point de vue des conditions de sol, de climat mais aussi d'urbanisation et d'accès aux réseaux de transport. En particulier l'alimentation des animaux présente une grande flexibilité. En dépit des ingrédients dominants que sont l'herbe, les céréales et les protéagineux, les animaux peuvent être nourris sans l'un ou l'autre, voire deux de ces ingrédients (Hou *et al.*, 2016).

8.1.1.1. Les substitutions entre facteurs de production

Pour une production ou un ensemble de productions données, cette flexibilité des technologies agricoles et alimentaires, est d'abord utilisée pour choisir les facteurs de production les moins coûteux. En dynamique, les

variations de prix induisent des substitutions en faveur des facteurs de production dont le prix décline le plus, au détriment de ceux dont le prix augmente le plus. A long terme avec l'élévation du niveau de vie en Europe, le facteur de production qui est devenu le plus coûteux est le travail. Dans tous les maillons des filières animales, la recherche développement est organisée pour proposer des innovations réduisant le travail à production égale, principalement par la mécanisation, la motorisation et l'automatisation. Cela se traduit par une productivité apparente du travail accrue et des revenus par exploitants familiaux accrus. Ce mouvement est accompagné d'un soutien fiscal et politique, notamment dans le secteur agricole avec, autrefois, les aides au remembrement de terre, et toujours aujourd'hui, les aides à l'investissement et la défiscalisation des carburants et combustibles agricoles.

L'intégration de ces nouveaux équipements dans l'élevage nécessite un accroissement de la taille des ateliers pour réaliser cette substitution du capital au travail. Une spécificité de l'agriculture des pays développés est l'accroissement spectaculaire de la productivité du travail par des économies de taille ces dernières décennies sans modification majeure du nombre de travailleurs par exploitation, dont le caractère familial persiste très majoritairement (Schmitt, 1991). Cela reste vrai aujourd'hui pour l'élevage européen, dont les exploitations n'ont au total que de 1 à 3 travailleurs, et beaucoup moins de 50% de travail salarié, ce taux n'étant atteint qu'au Danemark (section 1.7). En revanche, l'élevage aux Etats-Unis présente aujourd'hui un dualisme prononcé : malgré le maintien et le renouvellement d'élevages de taille modeste, la plus grande part de la production est réalisée par de très grandes exploitations où le salariat fournit l'essentiel du travail, le coût unitaire minimal n'étant atteint que pour des élevages supérieurs à 1 000 vaches laitières, 10 000 cochons, 32 000 bovins viandes en feed-lots ou 230 000 volailles (MacDonald, 2009). La section 1.7 montre clairement la corrélation positive de la productivité apparente du travail (PAT/UTA) avec, par ordre décroissant, la taille du troupeau (en UGB), le capital d'exploitation et la surface d'exploitation. A surface et capital fixés, l'accroissement du troupeau entraîne une dépendance accrue de la production aux consommations intermédiaires, mais garde la plus forte corrélation positive avec l'excédent brut d'exploitation par travailleur familial (EBE/UTAns). Le capital d'exploitation a la deuxième plus forte corrélation avec ce ratio au prix d'un poids de l'endettement plus élevé, en particulier pour les exploitations de ruminants. A cheptel, surface et travail fixé, l'accroissement du capital d'exploitation réduit légèrement mais significativement la dépendance de la production aux consommations intermédiaires pour les exploitations bovines, tandis qu'il l'augmente pour les autres systèmes, en particulier pour les ovins et caprins. L'accroissement en surface, à travail, capital et cheptel fixé, a également une corrélation positive avec l'excédent brut par travailleur familial quasiment de même ampleur que celle du capital, malgré une corrélation beaucoup plus faible à la productivité apparente du travail. Cela est possible grâce à une moindre dépendance de la production aux consommations intermédiaires dans les exploitations d'élevage avec plus de surface. Corollairement cela se traduit par une productivité par hectare beaucoup plus faible (un accroissement de 1% de la surface ne se traduit que par une augmentation de la production de 0,11%, toutes choses égales par ailleurs).

8.1.1.2. La spécialisation et l'agrandissement des élevages

Dans le secteur agricole la substitution du capital au travail s'accompagne de la spécialisation productive des exploitations (Huffman and Evenson, 2001). Cette spécialisation permet de mieux exploiter les économies de taille en monoproduction en tirant le meilleur parti des équipements, approvisionnements et compétences spécifiques à cette production (Ahearn *et al.*, 2005). Pour l'élevage laitier une étude récente confirme l'effet positif du niveau de formation et de la taille du troupeau sur l'efficacité technique, au sens d'un moindre gaspillage des facteurs de production, y compris le travail. En retour l'efficacité technique favorise le renouvellement et le maintien d'exploitations avec de plus grands troupeaux (Dong *et al.*, 2016). Toutefois, le coût de la gestion de la main-d'œuvre augmente avec le nombre de salariés (Chavas *et al.*, 2001). Dans ce cas, la grande taille des exploitations en terme de travailleurs implique des désavantages, sauf si le chef exploitant valorise le temps de loisir supplémentaire lié à la présence de salariés.

Les économies de coût liées à la taille des exploitations ne s'expliquent pas uniquement par des facteurs liés à la technologie de production. Les grandes exploitations peuvent payer moins cher certains biens intermédiaires en raison de la présence de coûts de transaction et de transport et d'un plus grand pouvoir de négociation. Les

fournisseurs peuvent réaliser des économies lorsqu'ils livrent un éleveur de grande taille plutôt que plusieurs petits éleveurs. C'est pourquoi le prix d'achat des aliments est par exemple négativement corrélé avec la taille des exploitations porcines (Duvaleix-Tréguer and Gaigné, 2016). D'autres facteurs participent également à l'émergence d'exploitations spécialisées de grande taille comme l'usage croissant d'antibiotiques, le développement des formes sociétaires (comme en France) et au recours croissant à de main-d'œuvre salariée (comme au Danemark et au Royaume-Uni, en Espagne ou en Allemagne).

Les travaux empiriques descriptifs montrent l'existence d'une relation en « L » entre coût moyen de production et niveau de production (Chavas, 2008; Chavas *et al.*, 2001). Autrement dit, le coût moyen diminue quand la production augmente pour les exploitations de petites tailles et le coût moyen évolue peu avec la production à partir d'une certaine taille. Ceci suggère deux implications. Tout d'abord, l'absence de déséconomies d'échelle au niveau de la production agricole. Ensuite, il existe une taille minimum pour être efficace. Toutefois, à ce niveau d'analyse, on compare des exploitations de grandes tailles et de petites tailles qui peuvent utiliser des technologies différentes. Autrement dit, peuvent coexister des technologies à rendements croissants puis décroissants à partir d'un certain seuil de production mobilisées par les petites exploitations et des technologies à rendements constants utilisées par les grandes exploitations.

Cependant la spécialisation ne permet pas de d'exploiter certaines économies de coûts associés aux complémentarités entre les productions, les économies de gamme. Cela concerne particulièrement les effluents animaux, peu ou pas utilisés par les exploitations végétales, et dont la gestion devient de plus en plus coûteuse pour les exploitations d'élevage spécialisées à mesure qu'ils excèdent leur propre besoin de fertilisation (Peyraud *et al.*, 2014). En effet la spécialisation et l'agrandissement des exploitations d'élevage s'accompagnent le plus souvent d'une utilisation accrue de consommations intermédiaires par hectare, donc d'une substitution de la terre par des consommations intermédiaires à niveau de production donné. Cette intensification et cette dissociation des productions animales et végétales aggravent les impacts environnementaux de l'élevage, mais aussi des systèmes de culture spécialisées en raison du plus fort impacts des engrais minéraux que des engrais organiques en termes d'émission de gaz à effet de serre.

8.1.1.3. Les économies d'échelle en amont et en aval des élevages

Si des économies de taille et l'éviction du travail par la mécanisation, la motorisation et l'automatisation sont observées dans les élevages, elles sont également présentes dans les industries d'amont et d'aval, c'est-à-dire le transport sur lequel nous reviendrons, les équipements déjà mentionnés, mais aussi les productions végétales et l'alimentation du bétail, la transformation des produits issus de l'élevage et leur commercialisation. Sauf pour ce qui concerne les cultures, où les économies de taille sont davantage réalisées par l'agrandissement des exploitations en surface qu'en main d'œuvre, les autres maillons des filières animales concernent principalement des établissements et des groupes industriels. L'industrie est caractérisée par la réalisation d'économies d'échelle. Cela signifie que le coût unitaire de production décline avec le niveau de production, jusqu'à une valeur optimale qui peut ne jamais être atteinte si le marché est trop étroit pour absorber le niveau de production optimal correspondant. Peu d'études empiriques décrivent les économies d'échelle dans l'agroalimentaire européen, mais les rares études disponibles placent la transformation des viandes et du lait dans les industries à économies d'échelle croissantes (McCorriston *et al.*, 2001). Cela est cohérent avec les résultats de la section 1.4 : la part du coût du travail dans les coûts de production des firmes agro-alimentaires diminue avec la taille de celles-ci, témoignant d'une plus grande productivité et une moindre sensibilité aux variations du coût unitaire du travail des plus grandes entreprises. Dans l'industrie des viandes, la valeur ajoutée rapportée au chiffre d'affaire décline avec la taille des entreprises mesurée en emplois. La valeur ajoutée rémunérant le travail et le capital, le déclin de la part de la valeur ajoutée avec la taille montre que des économies d'échelle sont associées à ces deux facteurs et à leur combinaison. Elles peuvent provenir d'économies d'échelle dans la production des installations industrielles et/ou d'une plus grande productivité physique du travail grâce à une meilleure organisation ou à sa plus grande substitution par des équipements matériels. Cette régularité n'est pas observée dans l'industrie laitière. Les taux de valeur ajoutée selon la taille des entreprises sont très différents d'un pays à l'autre. Cette grande hétérogénéité reflète le poids des autres déterminants dans la construction de la valeur ajoutée et dans

sa distribution au sein des filières (Section 5.7) : concurrence imparfaite et qualité des produits. Enfin, l'effet positif de la productivité et de la taille des entreprises agroalimentaires sur leur capacité exportatrice a été clairement mis en évidence (Gaigné and Le Mener, 2014). Il s'explique par l'existence de coûts fixes, c'est-à-dire indépendants des volumes commercialisés, pour l'accès à des marchés lointains. Les économies réalisées par l'agrandissement des entreprises proviennent également de la capacité des grandes entreprises à influencer les prix, c'est-à-dire à réduire les prix d'achat de la matière première et à imposer des prix de vente plus élevés.

8.1.1.4. La division du travail au sein des filières et la localisation géographique des activités

La division des tâches entre les maillons des chaînes de valeur des produits issus de l'élevage est un puissant moyen pour la quantité de travail par unité de quantité produite. Le recensement des emplois direct et indirect de l'élevage en France illustre cette réalité (Lang *et al.*, 2015). Les filières animales qui comptent le plus d'emplois hors agriculture pour un emploi agricole, comme les filières porcines pour la viande et les bovins pour le lait, sont aussi celles qui comptent le moins d'emplois pour une même quantité de produit agricole produit et transformé.

La division des tâches et la dépendance des élevages spécialisés aux consommations intermédiaires, en particulier aux aliments du bétail achetés sont en interaction forte avec la localisation géographique des élevages et des entreprises de transformation. Si l'élevage est sensible aux conditions des sols et de climat, avec un avantage certain des plaines tempérées océaniques par rapport aux montagnes ou aux climats arctique et méditerranéen, ces conditions n'expliquent qu'en partie la localisation des élevages. La concentration ou la dispersion géographique d'un même type d'élevage dépend d'arbitrages multiples entre les coûts de transport des approvisionnements et des productions, des économies d'échelle dans les différents maillons de la filière et des économies d'agglomération. Ces arbitrages diffèrent selon les filières et les types d'élevage. Il ressort que les économies d'échelle réalisées dans les entreprises de première transformation, laiterie et abattoirs, vont de pair avec la proximité des élevages qui les fournissent, les distances de collecte étant prioritaires à minimiser par rapport aux coûts d'approvisionnement en matière première pour l'alimentation animale ou à ceux d'acheminement des produits issus de la première transformation (Chatellier and Gaigné, 2012). Ainsi la concentration géographique des élevages laitiers et granivores permet-elle des gains en termes de coûts auxquels s'ajoutent des économies d'agglomération de différentes natures. Il s'agit notamment de réseaux de compétences et de services concernant la santé animale, l'amélioration et l'entretien des bâtiments, mais aussi d'économies d'échelle et de conditions concurrentielles favorables aux éleveurs pour l'approvisionnement en aliments du bétail.

8.1.1.5. La concentration géographique des élevages

L'analyse des évolutions structurelles de l'élevage aux Etats-Unis montre bien comment la réalisation des économies de taille dans la première transformation et dans les élevages eux-mêmes s'est accompagnée d'une concentration et de relocalisations géographiques significatives des productions, y compris entre Etats (MacDonald, 2009). En France, à une échelle plus fine, l'analyse de la concentration géographique des élevages porcins confirme ce résultat et établit l'indépendance de la localisation des productions porcines vis-à-vis de celle des productions céréalières et des bassins de consommations. Des études européennes comparables manquent pour les autres types d'élevages, notamment les herbivores. L'organisation de ces clusters agroindustriels pour les élevages s'est accompagnée aux Etats-Unis d'une dépendance accrue des élevages aux achats d'aliments industriels et aux marchés des grains. Dans les exploitations d'élevage, les économies de taille vont de pair avec l'accroissement des consommations intermédiaires par hectare. Cela leur a permis de bénéficier des gains de productivité et de la baisse tendancielle des prix de l'énergie et des productions végétales jusqu'à la moitié des années 2000. Indirectement les productions animales intensives ont donc profité des aides couplées aux productions végétales. Les compétences techniques supérieures dans les grandes exploitations spécialisées par rapport aux petites exploitations diversifiées sont également mises en avant, permettant une intégration plus rapide des progrès techniques et génétiques et une meilleure efficacité alimentaire au sein de troupeaux et des productions plus homogènes. Ces développements agroindustriels concentrés géographiquement accroissent les pressions environnementales locales et les risques sanitaires. A production égale, ils diminuent les emplois

associés aux productions animales. Du point de vue régional ou national, les emplois ne peuvent être maintenus, voire améliorés, qu'avec l'accroissement de la production et l'accès à des marchés plus lointains. A cet égard l'analyse des filières américaines insiste particulièrement sur l'importance de la coordination verticale, notant le développement de l'intégration et des contrats de long terme avec l'accroissement de la taille des entreprises aussi bien agricoles qu'agroalimentaire.

8.1.1.6. Clusters agro-industriels et performances à l'exportation

En Europe, le développement agroindustriel tourné vers l'exportation caractérise avant tout les Pays-Bas où la production moyenne par hectare domine celle de tous les autres pays quel que soit la production, à l'exception de l'Italie pour les bovins-lait. Pour la productivité apparente du travail dans les élevages, ils ne sont dominés que par le Danemark pour les exploitations spécialisées en bovins. Ces deux pays ont des exploitations d'élevages caractérisées par un coût du capital dans l'EBE et des taux d'endettement très élevés. Ils affichent des balances commerciales très positives pour le lait, les porcins et les volailles. Si le Danemark garde sa position de leader pour les porcins sur la période 2000-2014, les Pays-Bas gardent la leur pour les bovins-lait et les volailles avec des progressions sur la dernière décennie de près de 100% et de 50% respectivement (section 1.5). L'Europe n'a pas développé de filière agroindustrielle intensive et exportatrice en bovins viande comme les Etats-Unis. En revanche plusieurs régions européennes se distinguent dans le secteur des bovins-lait et des granivores. C'est le cas de la Catalogne (section 6.4) avec un modèle d'intégration particulier pour les porcins et de la Pologne pour les volailles, avec des investissements venus d'Europe de l'Ouest (section 1.5). C'est aussi le cas du Nord-Ouest de l'Allemagne avec notamment l'engraissement de porcelets danois et du Nord et du Sud de l'Allemagne pour les bovins-lait. Aucune de ces régions n'atteint cependant les niveaux d'intensification par rapport à la terre du Danemark et des Pays-Bas. La France garde son statut de grand pays exportateur grâce aux exportations laitières hors Union européenne principalement. Cela est en partie lié aux investissements à l'étranger de la grande distribution française, en particulier au Brésil et en Chine dont les marchés sont en forte croissance (Cheptea *et al.*, 2015). De même les performances exportatrices de l'Allemagne aussi bien dans l'Union Européenne qu'en dehors sont sans doute aussi liées au développement de la grande distribution allemande dans les pays développés. Contrairement à l'Allemagne, la France connaît un déclin de sa compétitivité relative au sein de l'Union européenne. Ce déclin est certainement multifactoriel, mais l'organisation industrielle et la coordination verticale des filières animales françaises sont certainement en cause (Bureau *et al.*, 2015). Un coût du travail plus faible n'est ni une condition suffisante ni une condition nécessaire pour obtenir de meilleures performances en termes de production et d'exportation (voir 1.4). En productions animales, l'Europe des 15 a bien davantage bénéficié des élargissements de l'Union depuis 2004 que les nouveaux pays membres, où le coût du travail reste pourtant bien plus faible. En outre, les régions leaders en termes d'exportation (Pays-Bas, Danemark, Catalogne) sont caractérisées par des coûts du travail relativement élevés. Concernant l'application de la directive Nitrates² et la protection des zones Natura 2000³, Danemark et Pays-Bas ont adopté des politiques très contraignantes, assorties des contrôles et d'inspections rigoureuses et de sanctions automatiques et élevées, et basées sur la limitation globale du cheptel et le plafonnement de la fertilisation totale par hectare bien avant la France. En revanche, ces réglementations n'ont pas entravé la restructuration et l'agrandissement des élevages rendus possible par un marché foncier libéralisé et un marché officiel des quotas laitiers, inexistant en France. Au Pays-Bas des marchés de quotas de phosphore et d'animaux ont accompagné ces restructurations dans le sens de l'efficacité économique, tout en indemnisant les éleveurs sortants. Dans les zones les plus vulnérables, les cessations d'activité ont été indemnisées par l'Etat. Par contraste, les programmes français successifs fondés sur la persuasion, le volontariat, la limitation des agrandissements et les subventions à la dépollution ont été jugés plutôt inefficaces aussi bien pour les éleveurs que pour le contribuable (Le Goffe, 2013).

² Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*, n° L 375 du 31/12/1991: 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

³ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Natura-2000,2414-.html>

8.1.1.7. Clusters agro-industriels et performances des exploitations d'élevage

Globalement, les exploitations des régions de l'Union européenne les plus denses en élevages, qui représentent ensemble environ un tiers de la production, sont caractérisées par des exploitations deux fois plus grandes en surface, quatre fois plus grandes en cheptel et en production et dégageaient en 2012 un excédent brut d'exploitation près de 5 fois plus élevé par travailleur non salarié. Elles sont caractérisées par une densité animale et productivité apparente de la terre trois fois plus forte et une dépendance de la production aux consommations intermédiaires d'environ 60% au lieu de 50%, une dépendance au crédit 4 à 5 fois plus élevée, mais une part des aides directes dans la production plus faible, en raison d'une surreprésentation des bovins-lait et des granivores. Ces aides ne prennent pas en compte l'ensemble des soutiens à l'agriculture et à l'élevage, notamment l'appui à la gestion et à l'élimination des effluents, à la recherche développement et à la gestion des risques sanitaires par les gouvernements nationaux et régionaux (chapitres 6 et 5.1). On peut constater que la densité animale beaucoup plus élevée ne se traduit que par une dépendance aux consommations intermédiaires que modérément plus élevée. Ces exploitations des zones denses sont cependant plus exposées aux risques de prix des facteurs de production, de l'alimentation animale notamment, ainsi qu'aux risques sanitaires. En revanche, elles sont moins dépendantes des conditions climatiques. Elles exercent des pressions environnementales fortes localement et c'est davantage la vulnérabilité environnementale des zones où elles se sont développées qui peut être discriminante, voire un frein à leur développement. L'association entre différentes productions animales dans les exploitations a décliné avec le découplage des aides et l'élargissement des quotas laitiers. Différentes combinaisons des filières animales sont observées au niveau des territoires sans que cela se traduise par des avantages compétitifs particuliers, avec notamment la co-localisation des porcins et des volailles (section 1.6). Cette co-localisation est peut-être héritée d'avantages comparatifs de ces zones, riches en travailleurs agricoles et pauvres en terre (cas de la Bretagne en 6.4). En revanche des complémentarités sont recherchées et mises en œuvre avec les productions végétales pour la gestion et la valorisation des effluents par des voies très variées et une intervention publique forte, depuis la substitution des engrais minéraux aux sein des exploitations, à la méthanisation, en passant par différents dispositifs de transformation et d'exportation des éléments fertilisants. L'élimination de la charge azotée des effluents par des traitements de nitrification dénitrification, privilégiés et subventionnés un temps en France ne semble plus être une voie privilégiée en raison de son coût.

8.1.1.8. Un développement agro-industriel basé sur l'herbe ?

La concentration des productions dans les zones denses et l'abaissement des coûts de production s'est faite au détriment des élevages allaitants et des surfaces en herbe, en particulier des prairies permanentes et de leur biodiversité. Bien que de fortes disparités régionales et nationales des régimes alimentaires persistent, le développement agroindustriel a favorisé, par la modification des rapports de prix, la substitution des viandes blanches aux viandes rouges et de produits animaux déséquilibrés en acides gras à des produits équilibrants. Dans ce contexte, le développement de l'élevage bovin irlandais, basé sur l'accroissement de la densité animale et de la productivité des herbages est singulier. Il vise à tirer parti d'un climat océanique très propice à la pousse de l'herbe et au pâturage pour conforter et développer son modèle agro exportateur original, basé sur ses avantages naturels mais visant à réaliser les économies de taille, d'intensification et de spécialisation propres aux zones denses. En accord avec la nouvelle politique agricole commune, qui conditionne les aides au maintien des prairies permanentes, ce modèle promeut une production de masse aux qualités nutritionnelles liées à l'herbe reconnues, sans concurrents très sérieux au sein de l'Union sur ce créneau. Malgré les nuisances inévitables et assumées au niveau national, comme l'accroissement des émissions de gaz à effet de serre, l'érosion de la diversité des prairies et des atteintes à la qualité de l'eau, ce développement agricole et industriel fait partie intégrante de la stratégie nationale de développement économique et de l'emploi, avec une mobilisation très cohérente et structurée de l'ensemble des acteurs publics et privés (chapitre 6).

8.1.1.9. Le rôle de la Politique Agricoles Commune (PAC)

La politique agricole commune (PAC), avec l'accord du Luxembourg de 2003 et sa dernière réforme de décembre 2013⁴, tente d'achever la transition débutée avec la réforme McSharry de 1992⁵, pour assurer la compétitivité de l'agriculture européenne au niveau international. Pour le lait cela a été réalisé par la sortie progressive des quotas : l'élargissement des quotas, l'abaissement des prix d'intervention et leur compensation au niveau des exploitations par des aides découplées. Pour les productions granivores, initialement moins soutenues, le même principe a prévalu avec l'arrêt annoncé des restitutions aux exportations. Selon certains auteurs, cette transition a porté ses fruits cette dernière décennie en termes d'exportation en permettant à l'Union européenne de capter une partie de la croissance de la demande des pays émergents et d'accroître sa production animale malgré une croissance faible de la demande domestique pour le lait et les porcins, le solde commercial de l'Union restant à peu près équilibré pour les autres productions (section 1.5). D'autres auteurs portent un regard plus nuancé et critique sur les effets de cette dérégulation (Lorenzi, 2016; Trouvé and Kroll, 2013). L'accroissement de la compétitivité coût dans les secteurs laitier et granivore va de pair avec une dépendance accrue de ces productions aux productions céréalières et oléo-protéagineuses (Perrot *et al.*, 2016). Elles sont donc sensibles aux politiques agricoles et commerciales dans ce domaine. L'évolution de la PAC dans ces secteurs a suivi la même logique, permettant une baisse des prix relatifs des matières premières des aliments du bétail jusqu'au milieu des années 2000. L'accroissement de la demande mondiale, soutenue par les politiques volontaristes américaines et européennes en faveur des biocarburants a cependant opéré un retournement de tendance depuis, sans apparemment modifier les logiques agricoles et industrielles sous-jacentes de spécialisation et d'intensification régionales et la poursuite du déclin des prairies dans les rations de l'élevage européen.

Le partage de la valeur ajoutée entre producteurs, transformateurs et distributeurs est une question fortement débattue, en particulier en France, apparemment le seul pays européen à avoir créé un observatoire des coûts et des marges. La structure pyramidale des marchés agroalimentaires, avec encore beaucoup de producteurs, beaucoup moins de transformateurs et très peu de distributeurs très concentrés expose les agriculteurs, et dans certains cas les industriels, à voir leurs gains de productivité et leurs économies d'échelle captées par la grande distribution ou un transformateur en position de monopole monopsonne (section 5.7). La réforme de la PAC de 2013 a pris en compte cette réalité en autorisant la formation d'organisations de producteurs (OP), réservées jusqu'alors au secteur des fruits et légumes. Le Paquet Lait adopté en 2010 avait ouvert la voie en autorisant les éleveurs à négocier collectivement les clauses contractuelles de vente de lait au sein d'OP pour une part de marché limitée au niveau national (33%) et européen (3,5%)⁶. La réforme de 2013 étend cette possibilité à d'autres productions, notamment viande bovine et grandes cultures⁷. Ces organisations ne peuvent déroger que dans certaines limites, fixées notamment, par les organisations communes de marché de la PAC, aux règles de la concurrence pour essayer de contrecarrer le pouvoir de marché de leurs clients, en maîtrisant et en différenciant leur offre, notamment pour les productions sous signe de qualité. Elles doivent remplir quatre missions potentiellement contradictoires entre elles : stabiliser les marchés, accroître la productivité, garantir l'approvisionnement et des prix raisonnables aux consommateurs. De nombreuses questions se posent sur la forme que prendront ces organisations et leur différence par rapport aux coopératives agricoles et autres groupements de producteurs existants pour la commercialisation ou l'approvisionnement en intrants. Un rapport de 2014 pour la Direction de la concurrence de la Commission européenne (Van Herck, 2014) a réalisé une

⁴ The Common Agricultural Policy after 2013 - http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/index_en.htm

⁵ The 1992 reform ("MacSharry reform") - http://ec.europa.eu/agriculture/cap-history/1992-reform/index_en.htm

⁶ Union Européenne, 2012. Règlement (UE) n° 261/2012 du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2012 portant modification du règlement (CE) n° 1234/2007 du Conseil en ce qui concerne les relations contractuelles dans le secteur du lait et des produits laitiers. *Journal officiel* n° 94 du 30 mars 2012 p. 38-48.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012R0261&qid=1477556424970&from=en>

⁷ Union Européenne, 2013. Règlement (UE) n° 1308/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 portant organisation commune des marchés des produits agricoles et abrogeant les règlements (CEE) n° 922/72, (CEE) n° 234/79, (CE) n° 1037/2001 et (CE) n° 1234/2007 du Conseil. *Journal officiel* n° L 347 du 20/12/2013 p. 0671-0854.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32013R1308&qid=1469534024402>

revue approfondie de la littérature, complétée par des études de cas, notamment sur l'élevage bovin viande en Pologne. De la revue de la littérature empirique, il apparaît que les membres de OP obtiennent de meilleurs prix agricoles sans que les biens vendus par les OP soient finalement plus coûteux pour les consommateurs. Sur ces critères, les performances des OP sont souvent meilleures que celles des filières intégrées, en contradiction partielle avec les résultats théoriques attendus, et les grandes OP sont plus efficaces que les petites. En sus du regroupement des ventes pour peser sur les prix à la ferme, les services rendus par les OP à leurs membres semblent déterminants dans ces performances. Ils concernent le contrôle et la maîtrise de la qualité, la coordination du stockage, du transport et de la mise en marché. Des recherches restent à mener sur les formes de gouvernances optimales de ces organisations, en fonction notamment de l'hétérogénéité de leurs membres en termes de coûts, de qualité ou de préférences face aux incertitudes (Bouamra-Mechemache and Zago, 2015). La réussite de chacune dépendra de sa capacité à rester compétitive en prix à qualité égale ou à se positionner, par une bonne coordination de ses membres sur des segments de qualité supérieure à ses concurrents.

8.1.2. La compétitivité hors coût

La compétitivité hors coût concerne la capacité à accroître la part de marché d'une production par l'amélioration de sa qualité, en adéquation avec les préférences des consommateurs (section 5.7). A l'échelle européenne, cette question renvoie d'une part aux exigences de qualité, principalement sanitaire, relevant de la protection des consommateurs et s'imposant par la réglementation à tous les produits issus de l'élevage et, d'autre part, à la différenciation des produits. La différenciation des produits vise à s'adapter à l'hétérogénéité des préférences des consommateurs et de leurs revenus. Comme la qualité sanitaire, elle repose sur une organisation des filières s'assurant d'un contrôle, d'une traçabilité et souvent d'une certification de la qualité sur les critères différenciés tout au long de l'élaboration du produit. Des coûts supplémentaires sont nécessaires pour faire connaître et reconnaître cette qualité différenciée aux consommateurs. L'étiquetage a ainsi pris une place centrale dans la vie des consommateurs et l'organisation des filières. Il se retrouve au centre d'une production de droit récente et foisonnante. Elle vise notamment à rendre compatibles les règles internationales du commerce, de la santé et de l'environnement, les choix européens et nationaux dans ces domaines, en tenant compte de l'évolution des préférences des consommateurs et des revendications des filières et des territoires. Pour permettre au consommateur de choisir des aliments adéquats, la législation alimentaire a multiplié les mentions informatives obligatoires et a mis en place des dispositifs spécifiques pour encadrer l'information volontaire. L'analyse de la littérature juridique montre cependant les limites du paradigme informationnel pour orienter les choix de consommation. L'analyse du comportement du consommateur souligne la complexité des arbitrages, les variabilités nationales des attentes des consommateurs-citoyens, et par là même les limites de la régulation de la santé et de l'environnement par la segmentation des marchés (section 5.5).

8.1.2.1. La priorité donnée à la qualité sanitaire des produits dans l'Union européenne

En raison des risques microbiologiques particuliers qu'elles présentent au regard de la santé des consommateurs, les denrées d'origine animale sont soumises à des exigences renforcées et plus formalisées que les denrées d'origine végétale. L'objectif de santé publique prime alors sur les autres considérations et les règles sanitaires s'appliquent de la même manière aux produits nationaux ou importés, quelle que soit la taille de l'exploitant ou la nature du circuit de commercialisation. A la suite des crises de la vache folle, la réglementation européenne et l'exigence de traçabilité se sont particulièrement renforcées (section 5.5). Tout en conservant la confiance des consommateurs européens dans ces produits alimentaires, ces règles sont associées à des barrières non tarifaires protégeant les éleveurs européens des certaines importations, notamment de viandes bovines, et favoriser les exportations vers des pays où cette qualité n'est pas garantie, comme pour le lait infantile en Chine. Ces normes constituent alors une différenciation des produits profitables à l'Europe sur les marchés internationaux (Gaigné and Larue, 2016). Cependant les fromages au lait cru et certaines salaisons européennes sont interdites aux Etats-Unis, également pour des considérations sanitaires.

Les enjeux commerciaux autour de ces normes sont donc colossaux, comme le montrent les débats et les inquiétudes autour des négociations d'accords de libre-échange euro-américains et leurs motivations sanitaires

sont parfois contestées. C'est pourtant un domaine où les pays développés ont un intérêt à s'entendre et à promouvoir des standards élevés vis-à-vis du reste du monde et dans l'intérêt de tous les consommateurs.

8.1.2.2. La différenciation des produits et des processus de production

Les stratégies de différenciation des produits animaux sont très nombreuses, aussi bien pour les produits laitiers que pour les produits carnés. Les stratégies de marques ne s'appuient que sur des normes privées, liées à un savoir-faire de l'entreprise. L'agriculture biologique, les indications géographiques et appellations d'origine, ainsi que certains labels ou indications informatives ont une certification garantie par l'Etat et reconnus par l'Union européenne. Enfin les attributs différenciés peuvent être très variés, touchant les localisations et techniques d'élevage, les transformations et les commercialisations. La plupart des attributs différenciés se traduisent par des qualités du produit repérables et vérifiables par le consommateur. Dans ce cas on parle de biens d'expérience. D'autres ne le sont pas directement, comme notamment les effets environnementaux, les qualités nutritionnelles et sanitaires fines associées à ces produits, ou même l'origine géographique dans certains cas. On parle alors de biens de croyance. Pour ces derniers, la traçabilité, la certification et leurs publicités sont des opérations fondamentales et coûteuses pour assurer la confiance et le succès de la différenciation auprès des consommateurs.

Avec l'élévation du niveau de vie et une alimentation décroissante dans le budget des ménages, grâce aux progrès en termes de coût évoqués précédemment, la préférence des consommateurs pour la variété a fait bon accueil à l'accroissement de la différenciation des produits (section 5.7). S'y est ajouté une croissance des préférences pour l'environnement, un souci du bien-être animal et une crainte suscitée par les crises sanitaires ou les organismes génétiquement modifiés. L'explosion des marques, labels et la combinaison différents types d'indications sur les produits semble aujourd'hui proche de saturer les capacités cognitives des consommateurs. En outre, le développement du hard discount a accru la différence de prix entre produits standards et produits différenciés, obligeant ces derniers à apporter une qualité incontestable et incontestablement plus élevée. Face à ce foisonnement, plus fort dans le sud de l'Europe et le Royaume uni qui se distinguent par une multiplicité d'indications géographiques, certains auteurs s'alarment de l'incapacité de ces stratégies, coûteuses y compris pour les contribuables, à créer de la valeur ajoutée, notamment à l'exportation (Bureau *et al.*, 2015). A la marge un effet bénéfique des AOP dans le secteur des fromages sur les exportations, avec un élargissement des destinations pour ces produits et une valeur unitaire plus élevée (section 1.4), même si les AOP ne représentent que 5% des exportations de fromages pour 10% de la production (section 1.2). Par ailleurs, des paires de pays ayant des indications géographiques ont tendance à commercer davantage entre eux (Sorgho and Larue, 2014).

8.1.2.3. La création et le partage de la valeur ajoutée par la différenciation des produits

Du point de vue des producteurs et/ou des transformateurs, le premier arbitrage concerne le surcoût technique pour atteindre la qualité différenciée qui doit être inférieure à la différence de consentement à payer des consommateurs ciblés. Le deuxième arbitrage concerne le surcoût associé aux études de marchés, à l'établissement des normes, à leur vérification par un dispositif dédié et à leur publicité. Ces coûts comprennent de larges coûts fixes, indépendants du volume produit et nécessitant donc une production minimale pour être amortis. Quand le processus de différenciation peut être maîtrisé par un seul acteur, en général un transformateur de grande taille dans une stratégie de marque, ces arbitrages sont certainement plus faciles (Gagné and Larue, 2016). Cette démarche caractérise par exemple les innovations multiples des grandes marques sur les produits laitiers frais. En outre, le transformateur dispose alors d'un certain pouvoir de monopole vis-à-vis des distributeurs lui permettant de récupérer une plus grande part du supplément du prix. Les producteurs des produits agricoles à transformer ne sont cependant pas nécessairement invités à en bénéficier. Dans un contexte où la transformation du bien différencié est localisée et basée sur des investissements difficilement récupérables, il n'est pas exclu qu'une organisation de producteurs de proximité puisse alors améliorer ce partage à leur profit, en récupérant au moins la valeur des coûts de transport d'approvisionnements plus lointain.

La coordination est évidemment plus compliquée pour les stratégies collectives, en particulier lorsqu'elles impliquent des processus de différenciation ancrés dans les exploitations agricoles. Nous distinguons les labels de qualité qui sont basés sur des cahiers des charges accessibles à tous et les indications géographiques et appellations d'origine réservées à des territoires bien délimités. Yu et Bouamra Mechemache exposent la diversité de ces stratégies ainsi que les déterminants conduisant à tel ou tel niveau de contrainte sur les processus de production (Yu and Bouamra-Mechemache, 2016). Ces déterminants sont la flexibilité de la demande relativement à celle de l'offre, la structure de la concurrence entre les différents maillons de la filière et les caractéristiques de la technologie agricole. Ces stratégies collectives peuvent être pilotées par un acteur individuel, le plus souvent un transformateur ou un distributeur qui commande la filière, ou par un collectif d'acteurs incluant ou non une régulation par les pouvoirs publics. L'article détaille notamment trois conditions nécessaires pour qu'une contrainte productive plus forte soit bénéfique aux agriculteurs, au détriment de la marge des transformateurs : i) une demande rigide, où la consommation du bien différencié réagit peu à son propre prix, ii) l'existence d'un pouvoir de marché du transformateur sur le marché final, lui permettant d'extraire le consentement à payer des consommateurs, iii) la contrainte doit davantage affecter le coût marginal de la production agricole que ses coûts fixes. Lorsqu'ils sont partie prenante des stratégies de différenciation comme c'est le cas pour les signes officiels de qualité et d'origine (SIQO), les pouvoirs publics n'ont donc pas seulement un rôle pour la protection des consommateurs et de l'environnement. Ils peuvent aussi influencer sur la formation et le partage de la rente monopolistique entre les différents maillons de la filière.

8.1.2.4. La labellisation des processus de production agricole

Les produits animaux issus de l'agriculture biologique (bio) sont en forte croissance depuis l'harmonisation du cahier des charges par un règlement européen en 1999⁸. La progression est plus forte dans les productions et les régions où les conditions de production préexistantes sont plus proches du cahier des charges. Il s'agit notamment des productions issues de ruminants. En effet, les granivores sont davantage dépendants de l'offre d'aliments du bétail certifiés compatibles avec l'agriculture biologique. Le poids du bio dans la production européenne issue de l'élevage est encore faible, avec un maximum de 5% pour les petits ruminants en 2012 (section 1.2). Des stratégies nationales et régionales semblent cependant se dessiner : produits laitiers au Danemark et Royaume-Uni, bovins allaitants en France, Allemagne et Autriche, ovins au Royaume-Uni, Grèce et Italie, volailles et œufs au Royaume-Uni et en France. En outre les taux de pénétration du bio sont plus élevés dans les pays les moins marqués par l'élevage comme la Grèce, et certains nouveaux Etats membres comme les Pays Baltes et la République tchèque. A quelques exceptions près, pour les produits laitiers au Danemark, en France et en Allemagne ainsi que les ovins en Italie, le solde commercial de ces pays s'est dégradé pour les productions considérées (section 1.5). Des investigations plus précises sont nécessaires pour déterminer si ces stratégies en sont la cause ou la conséquence. En outre, les filières de l'agriculture biologique présentent une grande hétérogénéité et une évolution rapide dans les segments de la transformation et de la commercialisation. Bien qu'encore associée aux nombreuses formes de vente directe, de circuits courts et d'autres signes de qualité, l'agriculture biologique est aujourd'hui marquée par la structuration de filières industrielles et le poids désormais prépondérant de la grande distribution dans la commercialisation. Il est encore difficile d'appréhender les conséquences de ces mutations majeures qui ne vont pas sans débats au sein de la profession.

Comme le label bio, le Label Rouge, développé en France, est accessible à tous les agriculteurs. Il ne repose que sur des contraintes techniques, en termes de nutrition et d'âge des animaux ainsi que sur des tests organoleptiques. Son succès est manifeste dans la volaille de chair, avec un quart des ventes (section 1.2). Devenu un espace de concurrence aigue, les différents opérateurs n'ont cessé d'ajouter des indications

⁸ Union Européenne, 1999. Règlement (CE) n° 1804/1999 du Conseil du 19 juillet 1999 modifiant, pour y inclure les productions animales, le règlement (CEE) n° 2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal officiel* n° L 222 du 24/08/1999 p. 0001 - 0028.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999R1804:FR:HTML>

d'origine géographique ou d'autres informations différenciées plus ou moins réglementées à caractère social, environnemental ou sanitaire (plein air, fermier, sans OGM, etc.).

8.1.2.5. Les indications géographiques

Les stratégies de terroirs (AOP, IGP, STG) sont fondées sur une typicité de certains produits provenant de conditions naturelles et/ou de savoir-faire locaux spécifiques. Les règles européennes en la matière ont été harmonisées en 1992, avec la reconnaissance et la protection des indications géographiques. Les profils nationaux découlent pour une part des appellations historiques. Les anciens comme les nouveaux pays membres se sont efforcés depuis de faire reconnaître un grand nombre de spécialités régionales dans tous les types de produits et de recettes. Leur nombre a doublé en 20 ans (section 1.2). Le suivi des volumes est cependant déficient au niveau européen et il est difficile de dire s'ils ont suivi une progression aussi forte. Les cahiers des charges correspondants peuvent être limités à une recette, à un type de transformation ou à une origine des produits, ou bien prescrire un ensemble de contraintes de production, de transformation et de commercialisation et packaging. La force et la faiblesse de ces démarches résident dans les contraintes historiques et géographiques qui déterminent la typicité. La force provient de l'attachement culturel des consommateurs de proximité à ces produits. La faiblesse provient des contraintes techniques imposées et de ses surcoûts. Les marges de manœuvre sont donc réduites pour élargir les marchés. Ainsi un certain nombre d'appellations restent-elles très confidentielles et peinent à dégager une rente de monopole suffisante pour couvrir ces surcoûts inévitables. Les plus connues, comme le Comté, sont celles où la stratégie a conservé un noyau dur de contraintes assurant la qualité du produit et sa régularité tout en intégrant les innovations et les opportunités d'économie d'échelle, dans l'automatisation de l'affinage et un packaging adapté à la grande distribution dans cet exemple. La reproductibilité des succès du Comté, du Laguiole, du Saint-Nectaire ou du Parmigiano Reggiano est incertaine. Au-delà de situations par nature unique, elle suppose une adhésion des consommateurs qui ne se décrète pas et une discipline de l'interprofession qui repose aussi sur des facteurs humains (Dervillé, 2012). Malgré quelques exemples phares, principalement dans les fromages, ces signes officiels d'origine géographique sont surtout efficaces dans leur pays d'origine où sont réalisés plus des trois quarts des ventes, avec des exportations hors UE très faibles. Si ces signes de qualité ont un intérêt crucial pour le maintien de l'identité culturelle des terroirs, leurs parts de marché en 2010 de 10% pour les produits laitiers et inférieures à 3% pour les viandes (section 1.2), étaient encore limitées et très concentrées sur quelques appellations dans très peu de pays (Italie, Grèce et France). A l'exception notable de la France pour les produits laitiers, les indications d'origine se développent davantage dans les pays dont le solde commercial s'est dégradé. Cette démarche semble donc surtout constituer une démarche défensive pour les productions territorialisées concurrencées par l'élargissement des marchés, au sein de l'Union européenne à particulier. Dans quelques cas, elle contribue à la définition de produits haut de gamme dont la notoriété dépasse les frontières culturelles. Cependant, les possibilités d'accroissement des productions sont par nature limitées par l'aire géographique de référence et les contraintes techniques associées à la définition du produit. Le débat, aujourd'hui refermé, autour de la thermisation du lait pour certains fromages au lait cru illustre l'existence de difficultés techniques d'insertion des SIQO dans des logiques agro-industrielles. Une étude menée en France montre que la valeur ajoutée apportée par les SIQO est davantage mobilisée et donc réalisée par les marques de distributeurs que par les grandes marques nationales (section 5.7). Des travaux complémentaires sont nécessaires pour comprendre les raisons de cette disjonction et comment ces grandes marques pourraient constituer des canaux d'expansion des produits sous signes de qualité. Les succès de certaines appellations, en particulier italiennes, montrent que des coordinations verticales peuvent être conciliables avec des coordinations territoriales.

8.1.3 La maîtrise des risques et des catastrophes

Les travaux en économie distinguent les risques, c'est-à-dire des variations de prix ou de quantité produites dont les distributions statistiques sont connues et anticipées, des catastrophes auxquelles il est difficile d'attacher une probabilité. L'agriculture est caractérisée par une exposition aux risques de production liée aux aléas climatiques et sanitaires. La demande et l'offre de biens agricoles agrégées étant relativement rigide à court terme par rapport au prix, les aléas climatiques ou sanitaires se traduisent par une forte volatilité des prix (Breen *et al.*,

2013; Tangermann, 2011). A des niveaux plus désagrégés, une étude récente montre que la demande par produit est de plus en plus volatile aux USA (Gorbachev, 2011) en fonction du climat et de changement de goût des consommateurs (Okrent and Alston, 2012). Parmi les caractéristiques de la viande valorisées par les consommateurs, tels que le mode et l'origine de la production animale et des aliments du bétail, les plus importants se rapportent à la perception de la qualité sanitaire (Bernués *et al.*, 2003). Les chocs de demandes les plus forts résultent des crises sanitaires (Latouche *et al.*, 1998) ou des interventions publiques visant à les juguler (Gohin and Rault, 2013). Les politiques agricoles et commerciales ont un rôle crucial sur les conséquences des risques et la volatilité des prix. La plupart des pays développés ont un fonds d'indemnisation des catastrophes naturelles. Les seuils de déclenchement de cette indemnisation déterminent quelles pertes de revenu associées à quels risques sont pris en charge par la collectivité et quels risques restent à la charge des acteurs privés. Les politiques de stabilisation des prix, basés sur les droits de douanes et les subventions aux exportations ont longtemps protégé les agriculteurs de l'UE des chocs de prix, leur permettant de se concentrer sur la maîtrise des risques de production. Ce dispositif permettait de transférer, les aléas de production vers les pays tiers et en accentuant la volatilité des prix internationaux (Tangermann, 2011). Les réformes de la PAC, avec le découplage des aides et l'ouverture aux marchés mondiaux, ont considérablement changé ce contexte en exposant les productions animales à la fois à davantage de variation de prix des productions et de l'alimentation animale. En contrepartie, le découplage pourrait apporter directement une stabilisation du revenu agricole, en accroissant la part de ce revenu à la fois indépendant des prix et des quantités produites (Cafiero *et al.*, 2007), estimée par Tangermann à un tiers du revenu agricole en 2009 pour l'UE (Tangermann, 2011).

8.1.3.1. Les risques de production

La maîtrise des risques de production dépend avant tout du choix du système de production. La réduction de l'exposition aux aléas climatiques, va de pair avec un recours accru aux intrants pour garantir l'approvisionnement en fourrage et en aliments du bétail. Ces systèmes sont alors davantage dépendants des chocs de prix sur ces intrants, en particulier des marchés céréaliers et oléo-protéagineux. Cette intensification implique une plus grande exposition aux risques sanitaires associés à la concentration et au confinement des animaux, ainsi qu'à un matériel génétique valorisant mieux ces intrants mais plus fragile.

Les objectifs de réduction des antibiotiques posent de nouveaux défis à ces systèmes intensifs et à la technicité des éleveurs qui doivent compenser la protection qu'ils apportent par un ensemble de règles d'hygiène, une surveillance accrue des troupeaux et l'amélioration des bâtiments pour limiter les stress climatiques et biologiques. C'est un domaine où les techniques de l'élevage de précision semblent pouvoir apporter des solutions pour limiter le surcoût généré en termes de temps de travail. A la suite de l'interdiction des antibiotiques promoteurs de croissance, l'introduction des médicaments génériques en médecine vétérinaire allège les surcoûts de cette mesure. Cette introduction va cependant à l'encontre de l'objectif de réduction de l'usage des antibiotiques.

A l'inverse les systèmes plus autonomes sont moins exposés à la variation du prix des intrants, mais davantage aux aléas climatiques. Il est difficile de dire quels systèmes seront les plus sensibles aux changements climatiques qui affectent évidemment les productions fourragères mais aussi les risques sanitaires (section 5.1).

8.1.3.2. Les risques de prix

De multiples stratégies individuelles, collectives et nationales coexistent pour la stabilisation des prix et des revenus (Trouvé *et al.*, 2016). La fidélisation des consommateurs, au travers des signes officiels de qualité ou de circuits de commercialisation de proximité visent surtout la stabilisation des prix à la production. Les éleveurs engagés dans ces stratégies subissent moins les chocs d'offre des marchés globaux. Ces stratégies reçoivent en outre un soutien croissant des pouvoirs publics régionaux ou nationaux en raison des externalités qui y sont attachées. Dans la logique de la théorie des choix de portefeuille, la diversification des activités est une stratégie classique de stabilisation des revenus. Le principe est d'associer une activité risquée mais avec un haut revenu

espéré, à un revenu sûr. En agriculture, la double activité associant un salaire à l'activité agricole est l'expression la plus classique de cette stratégie. Cependant la double activité limite de fait les possibilités de gains associés à la spécialisation et à l'agrandissement des exploitations. Aujourd'hui, elle s'exprime davantage par l'association d'activités liées aux énergies renouvelables pour lesquels des contrats de long terme avec les distributeurs d'énergie apportent ce revenu sûr. Contrairement à la double-activité, cette diversification favorise la réalisation d'économies de taille et donc l'agrandissement. Le développement de cette stratégie est encore plus dépendant de l'intervention et des fonds publics que la différenciation des produits. Elle a surtout bénéficié aux éleveurs allemands en raison de l'engagement de leur pays dans les énergies renouvelables (section 6.4). En particulier la méthanisation, bien que relativement gourmande en investissement et en travail, n'a pas constitué un frein à la croissance des productions animales. Les aides découplées correspondent aussi à cette logique en apportant un revenu sûr, et, étant proportionnelle à la surface, favorisent l'agrandissement et l'extensification (Gohin, 2006). Enfin l'association de production animales et végétales, nécessitant également une grande surface d'exploitation, est une stratégie contra cyclique pour les éleveurs intensifs quand le gain réalisé sur les ventes des grains lors de prix ascendants compense le surcoût des aliments associé à ces prix haussiers. La gestion du risque par la diversification des productions est favorisée par l'existence d'économies de gamme, qui constituent un gain d'origine technique à l'association de certaines productions entre elles. La gestion du risque est donc au cœur des évolutions structurelles (Chavas *et al.*, 2001). Nous avons vu précédemment que, agrandissement et diversification n'allaient pas toujours ensemble. En outre les exploitations spécialisées de grande taille sont beaucoup plus fortement exposées au risque. Ces arguments impliquent un effet modérateur du risque sur l'investissement et l'agrandissement des exploitations agricoles (Moro and Sckokai, 2013). Ils peuvent être contrebalancés par l'accès des grandes exploitations à d'autres outils de gestion des risques, comme la diversification de leur patrimoine financier et immobilier, des contrats avec la transformation, des assurances ou des instruments financiers de couverture des risques prix. Néanmoins, nous manquons de travaux empiriques pour déterminer quel est l'effet dominant, sans doute différent d'une filière à l'autre. On peut cependant penser qu'un programme d'accès à des assurances subventionnées favorise davantage les grandes exploitations spécialisées, en limitant l'intérêt de la diversification pour la gestion du risque.

8.1.3.3. L'organisation des filières face aux risques

Plus généralement, la coordination verticale au sein des filières offre des opportunités de stabilisation des prix et des revenus. En effet, les prix des uns sont les coûts des autres. Par exemple, quand le prix du porc est élevé, le coût des salaisoniers l'est aussi et vice versa. Il y a donc un espace de négociation permettant l'atténuation du risque prix au sein des filières. Les contrats de long termes et les contrats d'intégration permettent cette mutualisation. Ils accompagnent le développement de clusters agro-industriels comme aux Etats-Unis ou en Catalogne. En effet l'engagement d'investissements non récupérables dans une activité de production ou de transformation de grande capacité soumet l'investisseur au risque de sous-utiliser cette capacité si ses débouchés ou ses approvisionnements sont défaillants (MacDonald, 2009). Ce double lien entre producteurs et transformateurs est une puissante incitation à des accords de longue durée, qui, en retour, sont nécessaires au développement de ces clusters. La théorie des contrats explique alors pourquoi le partenaire qui assure l'autre réalise le plus grand profit.

Les assurances et les instruments financiers de gestion des risques sont peu développés en productions animales. Ils n'ont en outre reçu que peu d'attention jusqu'à maintenant de la part des pouvoirs publics. Les marchés à terme sur les grains offrent des possibilités de maîtrise du risque prix des matières premières pour l'alimentation animale. En France des SWAP ont fait récemment leur apparition avec un certain succès dans le secteur porcin français. Il s'agit d'instruments financiers associant un prix à une certaine quantité de biens agricoles, déconnecté des livraisons réelles entre clients et fournisseurs. Ils apportent ainsi une certaine sécurité d'approvisionnement et de revenu au producteur et au transformateur, sans réduire l'autonomie de l'un ou de

l'autre. Il s'agit d'instruments n'atténuant les fluctuations qu'à court terme (6 mois)⁹, mais permettant un confort de trésorerie et donnant à chaque opérateur un peu de temps pour s'adapter à la conjoncture.

La littérature est insuffisante voire absente sur la gestion de la volatilité des prix agricoles par les industries de transformation. En Europe, on a assisté ces deux dernières décennies à, non seulement, une multiplication des acquisitions et fusions d'entreprises agroalimentaires dans ce secteur d'activité, mais aussi à renforcement de la coordination verticale se traduisant par une plus forte implication des industriels dans les relations entre ces derniers et les éleveurs (notamment avec les contrats). En réduisant le nombre de décideurs et en réduisant la concurrence entre les entreprises, le niveau de décision devient de plus en plus centralisé au niveau des industriels. Dans ce contexte, la gestion du risque des aléas liés aux variations de production peut être de moins en moins réalisée au niveau de l'exploitation agricole mais de plus en plus au niveau des industriels de l'aval. L'incitation pour les exploitants agricoles à se diversifier se protéger des risques se réduit tandis qu'elle augmente chez les industriels qui prennent en charge ces risques. Par ailleurs, les industriels sont incités à réduire le nombre de fournisseurs pour minimiser les coûts de transaction et à favoriser la spécialisation des élevages pour exploiter les économies de taille. Ainsi, les industriels peuvent gérer les risques en se dotant d'un portefeuille diversifié d'activités constituées d'unités de production très spécialisées. En déplaçant la gestion du risque au niveau des industries de l'aval au détriment des élevages, l'intégration verticale peut favoriser l'émergence d'élevages spécialisés de grande taille. Le cas des Etats-Unis illustre bien ce phénomène (MacDonald, 2009).

8.2. Les leviers des performances environnementales

Les performances environnementales correspondent à des effets ou à des conséquences ne constituant pas directement des biens ou des services marchands. Cela est dû à leur caractère de biens public, notamment à la difficulté d'exclure les bénéficiaires de ces effets dès lors qu'ils sont disponibles. C'est le problème du passager clandestin. En outre ces effets ne sont pas facilement formalisables en biens ou services marchands quantifiables et divisibles, du côté de l'offre comme de la demande. En général, une exploitation agricole ne produit pas un effet environnemental. Elle ne produit qu'une contribution au maintien ou au changement d'un état de l'environnement qui lui-même dépend de processus biogéochimiques complexes agrégeant les contributions d'autres agriculteurs ou agents économiques de manière non linéaire. Il est difficile de dire si une haie en plus ou en moins l'améliore ou le dégrade. En revanche un seul silo élevé ou une seule torchère peut certainement lui enlever l'essentiel de son charme aux yeux de certains.

Pour analyser les leviers des performances environnementales, il est important de comprendre quelles sont les populations affectées par ces performances. Schématiquement on peut distinguer les effets locaux, qui concernent une population bien identifiée, des effets globaux qui concernent l'ensemble de la population mondiale ou des populations distantes de l'origine des effets dans l'espace ou le temps. Ainsi la résistance aux antibiotiques, les zoonoses et le changement climatique sont typiquement des effets globaux. A l'opposé la disponibilité et la qualité de l'eau, de l'air et des paysages sont des effets locaux. La diversité biologique a un caractère local et global. Elle est localement une ressource clé sinon indispensable de la production de biens et services marchands, notamment agricoles, et d'effets locaux en interaction avec l'eau, les sols et les paysages. En outre elle est une cause mondiale adressée par les conventions internationales successives pour sa protection. Nous considérons donc le maintien de la diversité biologique en général comme un enjeu global.

Comme la biodiversité, les sols et leur conservation sont de plus en plus revendiqués comme une ressource commune ayant un caractère de bien public. La terre n'est pas un bien public du point de vue économique car elle appropriée et échangeable selon des mécanismes de marchés, sauf cas exceptionnels (communaux, sectionnaux, voire certaines formes de portage foncier par des collectivités territoriales). Cependant les sols ont

⁹ <http://www.agrapresse.fr/le-swap-un-contrat-innovant-pour-les-producteurs-art401734-2488.html?Itemid=339>

une multiplicité de fonctionnalités, en lien avec l'eau, l'air et tous les cycles biogéochimiques, donc d'usages et de destinations effectifs et potentiels. En fonction des prix et des politiques, la valeur marchande de la terre reflète une partie de ces usages effectifs, comme la productivité agricole ou forestière, et potentiel, comme la probabilité d'un développement résidentiel, commercial ou industriel. Le problème est davantage temporel. Les acteurs des marchés fonciers ne privilégient-ils pas leur intérêt de court terme dans leur choix ? Ainsi le fonctionnement des marchés fonciers ne risquent-ils pas de réduire de manière inconséquente les capacités de production de biomasse nécessaire aux générations futures ? De ce point de vue, la préservation des terres agricoles, en quantité et en qualité est aussi un enjeu global. Mais il s'agit d'un enjeu global parce qu'il est au cœur de tous les autres, qu'ils soient marchands ou non marchands, locaux ou globaux et des arbitrages effectués sur ces enjeux à court et à long terme. Sur le choix des leviers concernant ces différents enjeux, la question du foncier et de la gestion de la qualité des sols est cruciale. Qui est le mieux placé pour réaliser les arbitrages entre production marchande et effets environnementaux locaux ou globaux, compte tenu notamment de la diversité des sols, des écosystèmes et de leur plus ou moins grande malléabilité ? Qui détient les informations pertinentes pour agir à chaque niveau d'organisation de la parcelle à la planète ?

8.2.1. Les enjeux globaux

Les enjeux globaux concernés par l'élevage sont la stabilité du climat et la biodiversité ainsi que les externalités de santé au travers de la transmission des zoonoses et éventuellement des résistances aux antibiotiques. Ces enjeux sont caractérisés par une certaine indépendance géographique entre l'origine des effets et la localisation des populations qui en subissent les bienfaits ou les dommages. Ces enjeux sont en interactions entre eux. Ils ont aussi en interaction avec des enjeux locaux et la sécurité alimentaire au travers de l'usage des terres en Europe et ailleurs (cf Chapitre 7).

8.2.1.1. L'élevage européen et la stabilité du climat

La stabilité du climat est affectée par les émissions de gaz à effet de serre (GES) des élevages et le rôle de l'élevage dans la séquestration du carbone dans les sols et les plantations pérennes. Grâce aux travaux du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les émissions de GES et la séquestration du carbone peuvent être exprimées dans une unité commune (tonne équivalent CO₂) en fonction du potentiel de réchauffement global (PRG) des différents gaz à un horizon de 100 ans. La théorie économique enseigne que la régulation d'une telle pollution est obtenue au moindre coût par l'égalisation des coûts marginaux d'abattement de cette pollution, aisément obtenue par des quotas d'émissions échangeables ou une taxe universelle, sur les émissions ou sur un indicateur du processus de production proportionnel à ces émissions (Tirole, 2009). La consommation des moteurs à explosion fournit par exemple un tel indicateur relativement fiable. Dans l'agriculture, ces émissions ne sont pas mesurées et les indicateurs nécessaires sont plus nombreux, en raison de la diversité des GES et de leurs processus d'émission. Ils sont surtout plus hétérogènes : une vache laitière est différente d'une région à l'autre, les processus de nitrification dénitrification dans les sols, responsables des émissions de protoxyde d'azote liées aux épandages de fertilisants, dépendent de caractéristiques pédoclimatiques et des pratiques culturales. Des coefficients voire des fonctions sont cependant estimés pour les besoins des inventaires nationaux selon des méthodes de plus en plus fines. Au-delà de ces problèmes techniques, la principale difficulté est que le principe d'unicité du prix du carbone n'est ni recherché ni appliqué, en premier lieu au niveau international. Déjà dans le protocole de Kyoto les pays développés signataires avaient acceptés des engagements de réductions plus forts en raison de leur pollution passée et de la légitimité des pays plus pauvres à se développer d'abord. Les possibilités de tenir ces engagements au moindre coût, en particulier par des actions d'abattement dans d'autres pays étaient limitées par la complexité des mécanismes de mise en œuvre conjoints à mettre en place. Pourtant choisir un mécanisme efficace permettant d'atteindre l'objectif d'abattement au moindre coût est un atout important pour assurer la faisabilité de cette ambition. Il implique des gagnants et des perdants. Cela relève d'un ancien débat en économie, qui n'est pas tranché, entre l'efficacité et équité. Les économistes orthodoxes défendent la possibilité de séparer ces deux objectifs. L'un des moyens possibles dans le cadre de quotas échangeables est d'attribuer initialement davantage de quotas aux pays ou aux individus que l'on souhaite favoriser. Leurs contradicteurs mettent en doute la possibilité de mettre en place

des institutions efficaces et impartiales pour mettre en œuvre un tel mécanisme, en insistant sur le fait qu'il favorisait de toutes façons les entreprises et les pays dominants au niveau mondial, sans parler de la difficulté des pays à s'entendre sur cette allocation initiale de quotas : elle revient en effet à déterminer les possibilités de développement futur des économies nationales en concurrence. Ce principe d'unicité n'a pas été plus retenu par l'accord de Paris à l'issue de la COP21 en 2015.

L'Europe a trois particularités. Elle est, comme les autres pays développés, responsable de l'essentiel des émissions passées et du réchauffement climatique à l'œuvre. De ce fait, elle avait accepté dans le cadre du protocole de Kyoto des engagements de réduction légitimement supérieurs. Elle est un gros consommateur de produits issus de l'élevage relativement à sa population. Elle est aussi en moyenne la zone du monde où l'élevage émet le moins de GES par unité produite, en raison de son orientation vers des systèmes très productifs. Pour l'élevage, cela provient de l'accroissement de la productivité et de la réduction des cheptels, en particulier ruminants avec une réduction de 20% des émissions de méthane d'origine agricole entre 1990 et 2010. Dans cette période, l'agriculture des pays de l'actuelle Union européenne avait réduit ses émissions inventoriées de 22%, soit moins que le secteur des déchets (-30%) ou de l'industrie (-26%), mais davantage que la réduction moyenne de 15%, en raison d'une moindre performance du secteur énergétique (-13%)¹⁰. Globalement, la réduction de la consommation européenne de produits issus de l'élevage est donc souhaitable sinon indispensable pour continuer à réduire les émissions de GES. Cependant la réduction de la production européenne de ces produits, en particulier une réduction supérieure à la consommation risquerait d'aggraver les émissions au niveau mondial, si la différence était comblée par des productions plus intenses en émissions. Cela est un problème de la gouvernance mondiale de la régulation des émissions. En effet, dans le cadre de l'accord de Kyoto, les engagements de réduction de chaque pays portent sur les émissions des secteurs productifs domestiques et non pas sur celles des consommations. Si l'accord de Paris de 2015 débouche sur le même type d'engagements, il est possible de se retrouver dans la situation défavorable où la consommation européenne baisserait moins que sa production, la différence étant comblée par des productions animales importées plus intensives en GES aboutissant globalement à un accroissement des émissions associées. Pour éviter ce piège, il faudrait donc s'assurer que les produits animaux importés ne soient pas plus intenses en émissions que les produits domestiques. Cela suppose d'avoir une comptabilité relativement précise et crédible des émissions associées à ces produits importés. Ce n'est pas sans poser problème compte tenu des incertitudes sur l'estimation de ces émissions, en particulier hors de l'Union européenne, sachant que les inventaires au sein de l'Union sont déjà très incertains et incomplets (Pellerin *et al.*, 2015). Cela suppose également de faire accepter un mécanisme de régulation des importations, comme une taxe carbone ou une certification, imposé aux opérateurs de pays extra-européens.

8.2.1.2. Quelle intégration de l'élevage dans les politiques climatiques ?

Au sein de l'Union européenne elle-même, l'agriculture et donc l'élevage échappe largement aux politiques d'atténuation du changement climatique. Le secteur agricole est exclu du dispositif européen de quotas d'émissions échangeables (EU Emission Trade System). Deux raisons ont été débattues autour de cette exclusion (De Cara and Vermont, 2011). La première ne concerne pas seulement l'agriculture ; elle est liée au grand nombre et à la faible taille des entreprises agricoles impliquant des coûts de transactions très élevés pour leur participation à ce marché des quotas réservé aux grandes entreprises. La deuxième raison est un coût moyen d'abattement des GES supérieur dans l'agriculture. Le point important de ces débats est que les coûts d'abattement dans l'agriculture et l'élevage sont très hétérogènes et dépendent beaucoup des méthodes employées pour les mesurer (Vermont and De Cara, 2010). Ainsi, De Cara et Vermont montrent que même si le coût moyen d'abattement est supérieur dans l'agriculture, l'intégration de ce secteur à une politique d'atténuation égalisant les coûts marginaux d'abattement conduirait à une réduction significative du coût total d'abattement de près de 20% pour l'objectif de 2020 du paquet énergie climat de l'union européenne (De Cara and Vermont,

¹⁰ http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Reperes/2012/Climat-ed-2013/reperes-fr-ed2013.pdf

2011). Le réalisme de ces simulations, basé sur des hypothèses implicites de croissance économique des années 2000, est contestable puisqu'elles conduisent à des prix d'émissions beaucoup plus élevés que ceux effectivement observés sur le marché EU ETS de 6 à 7 euros par tonne de CO₂ équivalent : 47 euros sans l'agriculture et autour de 40 euros sous l'hypothèse d'intégration de l'agriculture (De Cara and Vermont, 2011). Inversement les hypothèses de ces simulations ignorent les gisements d'atténuation à coûts nuls ou négatifs dans l'agriculture. De tels gisements représenteraient en France un tiers des possibilités techniques d'atténuation à production constante. Près des deux tiers de ces gisements à coûts nuls ou négatifs concernent l'élevage avec l'allongement de la durée des prairies temporaires, l'optimisation de la fertilisation organique, l'introduction de légumineuses dans les prairies, l'alimentation azotée des bovins ou le chauffage des bâtiments avicoles (Pellerin *et al.*, 2015). Cela reflète l'absence d'incitations économiques pour les éleveurs à réduire ces émissions. Diverses études illustrent cette forte hétérogénéité de l'intensité et des coûts d'abattement des émissions des productions animales dans l'agriculture. En France, Samson *et al.* montrent que les émissions rapportées au chiffre d'affaire sont plus élevées pour élevages herbivores, en particulier orientés vers la production de viande et qu'au sein de ces orientations techniques la variabilité est aussi plus grande (Samson *et al.*, 2012). Cette variabilité est loin d'être négligeable au sein des autres orientations techniques. Une régulation ne peut donc pas se limiter à cibler l'un ou l'autre des systèmes de production, des progrès sensibles étant possibles partout. Dakpo *et al.* précisent ce résultat avec des données plus précises et une méthodologie originale pour le secteur des ovins viandes (Dakpo *et al.*, 2016). Sur un même échantillon, l'efficacité technique de la production marchande d'une part et des émissions de GES d'autre part sont calculées. L'inefficacité moyenne pour la production marchande, de 25%, peut être considérée comme référence de l'hétérogénéité des performances d'éleveurs dotées de compétences et de conditions économiques et naturelles différentes, mais s'appliquant chacun à optimiser techniquement leur production marchande. En revanche l'inefficacité moyenne des émissions de GES atteint 49%. Ainsi, on peut faire l'hypothèse que donner un prix à ces émissions réduirait très significativement cette dispersion, peut-être même de moitié si l'on se réfère aux performances de la production marchande. L'article apporte également un éclairage sur les coûts d'abattement par type de GES pour les exploitations les plus efficaces techniquement à cet égard. Les estimations s'étalent de 19 à 1 150€ par tonne d'équivalent CO₂ pour le dioxyde de carbone issu de l'usage de carburants et combustibles, de 4 à 250€ pour le méthane et de 15 à 1 140€ pour le protoxyde d'azote. Dans ce résultat, l'effort semble devoir se porter prioritairement sur les émissions de méthane, donc sur la productivité par animal afin de réduire l'intensité des émissions de la production.

8.2.1.3. L'inefficacité de la PAC vis-à-vis des enjeux climatiques

La distribution des exploitations selon leur score d'efficacité montre qu'une grande partie l'échantillon précédent aurait été en mesure d'offrir un abattement d'équivalent CO₂ rémunérateur sur le marché EU ETS, même à des prix bas, et notamment par l'amélioration de la productivité par animal. A cet égard, une aide couplée à la tête de bétail, comme la Prime de Maintien du Troupeau de Vaches Allaitantes, fournit presque exactement l'incitation inverse, en abaissant d'autant la productivité marginale de la vache allaitante optimale du point de vue de l'éleveur. Le relèvement du seuil minimal de prolificité pour l'éligibilité à la nouvelle Aide aux Bovins Allaitants est de ce point de vue une amélioration. Il reste cependant l'effet distorsif de cette aide couplée à la production qui exerce une pression à la baisse sur les prix des bovins viandes (Gohin, 2009). Dans certaines zones, cette distorsion en faveur des bovins allaitants est également dommageable à l'atténuation du changement climatique en s'opposant au changement de pratiques ou des productions moins émettrices. Un découplage de cette aide éliminerait en grande partie ces effets pervers. Il se traduirait en outre par un prix plus élevé au producteur au détriment de ses clients (Gohin, 2006) et en faveur de son revenu ou de celui de son propriétaire (Moro and Sckokai, 2013).

De nombreux travaux ont mis en évidence et mesurés la séquestration du carbone dans les prairies. Cette séquestration, retirée des émissions des systèmes ruminants, peut aller jusqu'à représenter la moitié de ces émissions (Dollé *et al.*, 2013). Cette agrégation des émissions et de la séquestration pose question. La séquestration dans les sols agricoles n'est pas comptée dans les inventaires nationaux selon les normes du GIEC. Au-delà de la difficulté de mesure, un argument pour ne pas le faire concerne la stabilité dans le temps de

l'occupation des sols et de cette séquestration dans les sols agricoles. De fait, depuis 1990, le carbone stocké dans les prairies a davantage constitué un risque, en raison de la conversion des prairies permanentes en prairies temporaires ou en cultures qu'un puits de carbone. Au contraire, le principal puits de carbone est constitué du changement d'occupation des sols des prairies, et secondairement des cultures, vers les forêts. Pour l'année 2009, ces changements d'utilisation des sols en France ont atténués 60% des émissions agricoles, l'essentiel grâce aux conversions vers la forêt (Chakir *et al.*, 2011). Dans le secteur agricole, les conversions vers les prairies n'ont atténué qu'un tiers de l'effet négatif des conversions de prairies vers les cultures. La politique agricole française a pourtant, dès la réforme de la PAC dite Mc Sharry de 1992, mis en place une prime à l'herbe qui s'est maintenue sous différentes formes jusqu'en 2013. Il n'a pas été possible de mettre en évidence un effet significatif de cette mesure en termes de protection des prairies permanentes (Desjeux *et al.*, 2015). Même dans sa version la plus récente, cette prime n'était pas ciblée sur les prairies permanentes mais sur l'ensemble des prairies. Elle n'exigeait simplement que 20% de la surface primée soit à haute valeur naturelle, avec un barème complexe permettant d'atteindre ces 20% avec de très faibles surfaces de tourbières par exemple. L'introduction du maintien de la prairie permanente dans la conditionnalité des aides depuis la réforme de la PAC de 2013 constitue une incitation nettement plus forte. Vis-à-vis du risque de retournement, la pénalité associée à cette condition joue le rôle d'une taxe sur le déstockage de carbone. A priori elle n'a aucun caractère d'optimalité car, proportionnelle aux aides PAC, cette pénalité ne tient pas compte de la quantité de carbone susceptible d'être déstockée. L'anticipation de cette mesure peut toutefois amener les agriculteurs à sous-déclarer leurs prairies permanentes pour garder la possibilité de conversion en terres arables, comme cela semble avoir été le cas plusieurs fois dans le passé (Fuzeau *et al.*, 2012). A plus long terme, cette mesure peut également avoir pour effet de freiner la conversion des moins bonnes prairies vers les forêts, en leur donnant une valeur supérieure à celle procurée par leur productivité agricole, et réduire ainsi le puits de carbone lié à ce changement d'utilisation des sols.

Depuis le bilan de santé de la PAC de 2009, l'atténuation du changement climatique devient un objectif explicite de mesures agro-environnementales, d'adoption volontaire par les agriculteurs. Dans la nouvelle PAC adoptée en 2013, les mesures agro-environnementales deviennent même des mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC). Ces mesures peuvent être utiles pour accompagner des changements techniques comme l'introduction de légumineuses dans les successions culturales, au prix cependant de coûts de transaction élevés (Bamière *et al.*, 2014). Les exploitations de polyculture-élevage ont d'ailleurs une propension supérieure à adopter ce type de mesures en raison d'un débouché immédiat pour ce fourrage (Espinosa-Goded *et al.*, 2013). Il est surprenant d'avoir affiché l'objectif climatique dans les mesures agro-environnementales. En effet, ni le mode de financement, ni le mode d'élaboration, tous deux largement dépendants de gouvernements régionaux et/ou nationaux, n'offrent la garantie de mesures qui tendraient à égaliser le coût marginal d'abattement des équivalents CO₂, ne serait-ce qu'au sein d'un même pays membre de l'Union européenne. Le paiement offert par mesure doit être justifié par un manque à gagner ou un coût additionnel. Il y a donc le risque d'écarter du dispositif les actions techniques pour lesquelles le coût est négatif puisqu'elles ne sont pas justifiables. Les coûts de transaction associés à ces actions et aux MAE elles-mêmes ne pouvait pas jusqu'à maintenant suffire seules à justifier le montant du paiement, étant limités à un pourcentage du surcoût technique. En outre, il ne semble pas y avoir, dans les procédures de validation des MAEC, d'obligations portant sur la documentation de l'objectif d'atténuation qui permettrait de vérifier l'efficacité coût de l'abattement subventionné et sa cohérence avec un coût marginal d'abattement de référence au niveau européen. Les coûts d'abattement étant très variables dans l'agriculture et en moyenne plus élevés que dans d'autres secteurs, le risque de financer de l'abattement à un coût prohibitif n'est certainement pas à écarter. L'intérêt des MAEC peut alors résider dans le financement d'actions au coût d'abattement très élevé mais dont l'objectif principal est autre comme la lutte contre l'érosion, la qualité de l'eau ou la biodiversité : c'est le cas des haies, des bandes enherbées et des cultures intermédiaires (Pellerin *et al.*, 2015). Pour ces actions, les MAEC doivent être raisonnée vis-à-vis de l'objectif principal, mais leur apport en termes d'atténuation pourrait légitimement être pris en compte pour justifier un paiement plus élevé, les deux objectifs n'étant pas rivaux. Du point de vue de l'efficacité économique ce supplément ne devrait pas

dépasser une référence européenne. Cela est cependant en contradiction avec la règle actuelle de justification des MAE basée sur les surcoûts plutôt que sur les bienfaits des actions prescrites (Oréade-Brèche, 2016¹¹).

Malgré ses objectifs affichés la PAC est loin d'apporter les instruments susceptibles de réguler de manière efficace les effets agricoles sur le climat. La façon la plus simple d'égaliser les coûts marginaux d'abattement dans l'agriculture et avec les autres secteurs de l'économie serait évidemment une taxe européenne sur les engrais et les animaux, basées sur les facteurs d'émissions du GIEC. Les informations nécessaires sur les troupeaux étant déjà collectées pour d'autres raisons, les coûts de transaction seraient tout à fait minimes. Le paiement de base de la PAC pourrait être utilisé pour redistribuer le produit des taxes au secteur agricole. Pour un prix de 22€ par tonne de CO₂ équivalent (projet de loi de transition énergétique de 2016)¹², une telle taxe représenterait par exemple environ 0,10€ par kilo d'azote épandu, sur la base de 0,0157 kilo de protoxyde d'azote émis par kilo d'azote épandu, et 45€/an pour une vache, sur la base de 75 kg de méthane entérique émis par an (Calcul sur la base de (Pellerin *et al.*, 2015)). Si ce type de calcul, basé sur des coefficients d'émission moyens ne conduit pas à un prix exactement égal par unité émise, il en est cependant bien plus proche que les dispositifs existants.

8.2.1.4. La connaissance et la régulation des émissions déplacées

Une régulation des émissions la production européenne, tout à fait souhaitable, doit cependant être complétée par une maîtrise des émissions déplacées par les importations et les exportations de produits issus de l'élevage et de matières premières pour l'alimentation animale. Les marges de manœuvre sont ici limitées, mais d'autant plus acceptables par nos partenaires économiques que la régulation européenne sera claire et convaincante. L'aide publique au développement, centrée sur la connaissance des émissions et l'adoption de techniques plus productives et moins polluantes est une première contribution, potentiellement très efficace par euro dépensé et davantage que beaucoup d'aides pour l'atténuation à l'agriculture européenne, si elle cible les systèmes les plus émetteurs (Mottet *et al.*, 2016). Une voie complémentaire est l'étiquetage des émissions sur les produits de consommation issus de l'élevage. Cet étiquetage n'est pas sans difficulté pour des processus de transformation et de production mondialisés. Il pose les mêmes problèmes que ceux que poserait la mise en place d'une taxe sur les produits de consommation, sans en avoir toutes les vertus puisque l'étiquetage fait appel à un consentement à payer du consommateur, vulnérable au problème du passager clandestin. Ainsi il n'est pas certain que les coûts de l'étiquetage soient couverts par les consentements à payer qui s'expriment effectivement. Les deux dispositifs supposent une traçabilité du produit à ses différentes étapes d'élaboration et un arsenal d'hypothèses d'allocation des émissions entre les différents coproduits à chaque étape. Il ne faut pas que la simplification nécessaire des calculs soit telle que le résultat ne soit pas sensible aux différences et aux évolutions les plus marquantes en termes d'émissions. L'instabilité des marchés pose un réel défi à cet égard. Les variations de prix modifient l'attribution des émissions entre coproduits dans les méthodes d'analyse de cycle de vie, comme entre l'huile et le tourteau des oléagineux (Chapitre 3). Cela est vertueux car si le coproduit qui devient plus cher est pénalisé, cela fait office de force de rappel vers un usage mieux équilibré des coproduits. Les variations de prix modifient également les choix des producteurs et des transformateurs, notamment pour la formulation des aliments du bétail ou la préparation des plats cuisinés. En outre, les prix influent également sur les choix techniques et la substitution entre les facteurs de production pauvres en émissions comme le travail et le capital et les facteurs riches en émission, comme l'énergie fossile, les animaux et les fertilisants de synthèse. Liu et Shumway relèvent de fortes élasticités de substitution et des économies d'échelle significatives (Liu and Shumway, 2016). Ils en concluent que les analyses de cycle de vie basées sur des coefficients fixes peuvent être rapidement obsolètes, en particulier si une « taxe carbone » est appliquée. Ces auteurs considèrent la terre comme un facteur pauvre en émissions de GES. Il est difficile de dire si les références qu'ils mobilisent intègrent ou non les changements d'occupation des sols.

¹¹ <http://agriculture.gouv.fr/paiements-pour-services-environnementaux-et-methodes-devaluation-economique>

¹² <http://www.environnement-magazine.fr/article/41670-transition-energetique-senat-donne-prix-a-tonne-de-carbone/>

8.2.1.5. La connaissance et la régulation du carbone des sols

Récompenser financièrement le stockage de carbone dans les sols et les éléments boisés comme les haies ou les arbres pose une difficulté de mesure et de suivi de la quantité stockée et de son évolution. Les informations, déjà nombreuses, collectées sur les cheptels et les troupeaux pour les politiques en place ne permettent pas d'obtenir des informations fiables, en particulier sur les teneurs initiales des sols en carbone. Ensuite les pratiques de pâturage, de fertilisation et de travail du sol sont très variables dans le temps et l'espace. Il ne semble pas certain qu'un suivi plus fin, donc plus coûteux des pratiques pertinentes soit suffisant pour définir un indicateur fiable et non manipulable de la variation de la quantité de carbone dans les sols, surtout s'il est basé sur l'auto-déclaration. On a vu que l'auto-déclaration des prairies permanentes et temporaires pouvaient déjà poser problème. Les éléments boisés sont plus faciles à contrôler de loin, par télédétection par exemple. Des progrès sont faits sur l'identification des couverts annuels. Cependant le paiement d'une variation de carbone du sol semble devoir se fonder sur des mesures directes. Une fois l'état initial établi, des analyses basées sur des échantillons aléatoires de plus en plus restreints donc moins coûteux, sont sans doute envisageables. A cet égard des initiatives volontaires d'échanges de crédits carbone peuvent apporter beaucoup d'information sur la faisabilité de tels paiements et la fiabilité des dispositifs de suivi. L'expérience la plus importante rapportée par la littérature est le Chicago Climate Exchange qui a fonctionné de 2003 à 2010. Il offrait aux agriculteurs la possibilité de vendre des projets d'atténuation aux firmes industrielles d'un marché de droits contingentés. La séquestration du carbone dans les sols agricoles représentait 46% des échanges des agriculteurs, à côté de la destruction du méthane des effluents animaux et de la conversion des terres arables en prairies ou forêt (Ribaud *et al.*, 2010). Pour avoir un sens, la généralisation d'un tel système de paiement du stockage dans les sols et les éléments boisés, doit être accompagné de l'obligation d'achat de crédit carbone pour le déstockage : cela serait une incitation financière complémentaire pour la stabilisation de la trame verte en renchérissant le coût de l'arasement de haies ou du retournement des prairies permanentes. Dans un premier temps, un état des lieux du carbone stocké pourrait être réalisé à chaque changement de propriétaire ou de fermier d'une parcelle.

La question de la consommation de terres par l'élevage et des changements d'occupation des sols est commune aux GES, à la disponibilité de terre pour l'alimentation humaine et à la biodiversité. Face à une demande de produits agricoles croissante avec la croissance démographique et la croissance économique qui implique une demande plus que proportionnelle via une augmentation des produits animaux les rations alimentaires et les cultures énergétiques, l'accroissement de la production se partage entre la conversion d'espace naturel en terres agricoles et l'augmentation des rendements. Dans chaque pays, ce partage dépend des prix relatifs de l'accès à de nouvelles terres et des moyens nécessaires à l'accroissement des rendements. L'absence de protection des zones naturelles dans de grands pays exportateurs de produits agricoles est tout à fait propice à un déplacement des effets néfastes sur la biodiversité et les émissions de GES vers ces pays (voir par exemple (Karsenty, 2016)). L'accroissement des prix de l'accès à l'eau, à l'énergie et aux autres intrants comme les semences, engrais et produits de protection des cultures vont dans le même sens. Ainsi sans modification des déterminants de la consommation, une protection accrue de la biodiversité en Europe par le maintien de systèmes plus extensifs où l'élargissement de zones protégées peut avoir un effet de vases communicants. Agir sur la consommation de terre et les changements d'utilisation des sols hors d'Europe par une politique européenne semble très aléatoire. Ces effets dépendent du fonctionnement des marchés des biens mais aussi des marchés de la terre en Europe et hors d'Europe.

8.2.1.6. La protection de la biodiversité dans une perspective globale

La problématique de la biodiversité est cependant différente du changement climatique, en l'absence d'un étalon permettant de comparer de la forêt amazonienne à des prairies normandes. A l'échelle européenne, seules la baisse de la consommation de produits animaux et l'amélioration des rendements par unité de terre réduisent indirectement ces déplacements aux travers des effets de marché internationaux et au sein de chaque pays. Ainsi la recherche de la compétitivité coût par l'amélioration de la productivité est-elle plutôt favorable pour limiter ces déplacements d'impacts, dans la mesure où la consommation n'augmente pas trop en réponse à la baisse des prix qu'elle induit. La certification d'importations européenne issues de terres hors des zones de

défrichement n'est pas dans ce cas très efficace puisque ce sont alors d'autres productions qui coloniseront probablement ces terres par effet de dominos. La clé du problème se situe largement hors de l'agriculture, dans la capacité des pays concernés à établir et à faire respecter des zones protégées et l'appui que l'EU peut leur apporter. Ces enjeux globaux sont souvent en contradiction avec les enjeux locaux au sein de l'Union européenne. Ces derniers militent le plus souvent sur le maintien ou le développement de systèmes de production peu intensifs en animaux et en intrants par hectare.

Au sein de l'UE, un arsenal juridique important est dévolu à la protection de la biodiversité avec les Directives Oiseaux (1979)¹³ et Habitats (1992)¹⁴ et indirectement la Directive Cadre sur l'Eau (2010)¹⁵ fixant des objectifs de bon état écologique des masses d'eau. Enfin la politique agricole intègre la notion de terre à haute valeur naturelle (HNV) dans les critères d'évaluation de la PAC et d'élaboration des mesures agri-environnementales. Les Directives Oiseaux et Habitats imposent aux Etats membres des obligations d'inventaire, de zonage et de définition d'objectifs de gestion pour ces zones rassemblées dans le réseau Natura 2000, impliquant très souvent l'agriculture résidente ou riveraine. La mise en œuvre de ces objectifs est très largement à la charge des Etats, le budget du programme communautaire LIFE pour la biodiversité et le climat s'élevant à 3,4 milliards d'euros pour la période 2014-2020. Sur la même période le budget européen de la PAC est proche de 400 milliards, dont 95 milliards pour les mesures de développement rural, dont une part significative mais stagnante sera consacrée aux MAEC. La PAC est donc de loin la première politique environnementale européenne. L'introduction de la conditionnalité en 2013 du maintien des prairies permanentes et de surfaces d'intérêt écologique et de l'obligation d'une diversification minimale de l'assolement des terres arables est un progrès notable pour la biodiversité en Europe, car il s'impose à tous les pays. Cependant on peut regretter que les pénalités associées, donc les incitations pour le respect de ces mesures, dépendent des paiements, donc des paiements historiques des Etats ou des Régions, et non pas de la qualité écologique de ces actions. Les MAEC, souvent mobilisées en faveur de la biodiversité cumulent le même type d'inefficacité structurelle, les paiements ne pouvant être fondés que sur un manque à gagner, avec une gouvernance et un cofinancement nationaux ou régionaux où l'objectif global de maintien de la biodiversité est en concurrence avec bien d'autres objectifs d'intérêt local. Le manque d'étalon pour allouer les moyens financiers en fonction de l'objectif est aussi un problème en Europe. Avancer sur la quantification de la biodiversité est nécessaire pour consolider une politique européenne en la matière, allouer et gérer les montants dévolus sur une base cohérente avec leur objectif et une certaine coût-efficacité, et non pas sur des critères agricoles et historiques.

8.2.1.7. L'élevage et le développement des énergies renouvelables

La méthanisation des effluents d'élevage est l'une des techniques présentant le plus fort potentiel d'atténuation des GES dans l'agriculture française (Pellerin *et al.*, 2015). Il n'est pas facile de juger du coût d'abattement associé car le prix de rachat de l'électricité subventionné intègre à la fois un objectif d'atténuation et un objectif d'énergie renouvelable, auquel s'ajoutent des subventions à l'investissement de diverses origines. La méthanisation implique des équipements coûteux. La rentabilité de ces investissements implique l'optimisation technique de leur usage. Pour ce faire l'alimentation du digesteur suppose de mélanger aux effluents animaux des compléments riches en carbone, comme des déchets verts et des cultures. Selon leurs provenances, ces compléments peuvent eux-mêmes être émetteurs de GES et d'autres polluants pour leur collecte et leur production, y compris par le déstockage de carbone des sols. Ainsi l'abattement net est-il très variable d'un projet

¹³ Union Européenne, 1979. Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages. *Journal officiel* n° L 103 du 25/04/1979 p. 0001 - 0018.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:FR:HTML>

¹⁴ Union Européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel* n° L 206 du 22/07/1992 p. 0007-0050.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

¹⁵ Union Européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel* n° L 327 du 22/12/2000 p. 0001-0073.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060>

à l'autre. Sans régulations des autres sources d'émission, lié au retournement des prairies et l'intensification de la fertilisation des cultures, le seul prix de rachat de l'énergie issue de la méthanisation ne garantit pas un coût d'abattement des GES harmonisé. Enfin, la méthanisation est une activité caractérisée par des économies de taille significatives, car le coût de l'équipement décroît par unité de capacité productive installée. Elle est donc plus rentable pour les grosses exploitations de polyculture élevage, relativement intensives par rapport à la terre, qui ont les ressources pour alimenter leur digesteur avec des coûts de collecte maîtrisés. En Allemagne, face aux questions environnementales et sociales posées par le développement rapide de la méthanisation agricole, les dispositifs de soutiens ont été revus, avec un rééquilibrage au profit des petites exploitations. Le programme français Plan Energie Méthanisation Autonomie Azote¹⁶ est d'emblée moins ambitieux (0.2% de l'électricité en 2020). Il vise à favoriser, par des tarifs de rachat de l'énergie produite différenciés, la part des effluents d'élevage dans les intrants méthanisés et la substitution d'engrais synthétiques par l'azote des digestats de méthanisation.

8.2.2. Les enjeux locaux

Les enjeux locaux sont théoriquement plus faciles à administrer car la population concernée est relativement plus facile à identifier (sauf le cas de consommation de biens paysagers par des touristes). Elle peut s'en remettre à un gouvernement régional ou national pour réguler des effets dont la source est domestique. Les atteintes à la qualité de l'air et de l'eau sont largement imputables à la concentration des productions animales et à la constitution de clusters agroindustriels pour améliorer la compétitivité. La recherche de la croissance économique a souvent dominé l'amélioration de la qualité environnementale locale dans les arbitrages locaux. Ainsi, paradoxalement, les Directives européennes ont été des déterminants majeurs des améliorations de la qualité de l'eau : dans beaucoup de régions, les Directives européennes ont défini une limite entre les droits des agriculteurs sur l'environnement et ceux des autres usagers que les Etats membres sont tenus de faire respecter. Les liens entre les activités humaines, agricoles en particulier, et l'état de l'environnement sont complexes et incertains dans le temps et dans l'espace. Les interactions avec les caractéristiques du milieu naturel sont marquées par des phénomènes d'agrégation et d'atténuation ne permettant pas d'attribuer et d'allouer simplement les variations de l'état de l'environnement aux entreprises qui y contribuent. De plus, aucune de ces entreprises n'a individuellement intérêt à révéler le montant de sa contribution à l'environnement ni le coût de cette contribution à l'autorité régulatrice. Chacune a intérêt à surestimer ses contributions positives et à surestimer leurs coûts d'amélioration de l'environnement afin de tirer le meilleur profit d'une politique de régulation. L'autorité régulatrice se trouve donc dans une situation d'asymétrie d'information. Dans cette situation d'incertitude et de méconnaissance des caractéristiques individuelles des responsables de pollution diffuse, Segerson a posé les bases d'un mécanisme de politique permettant d'approcher l'état de l'environnement souhaité au moindre coût (Segerson, 1988). Appelée taxe ambiante, il s'agit d'un système de bonus-malus appliqué indistinctement à chaque pollueur en fonction de l'état « ambiant » de l'environnement constaté dans la zone considérée. Le principe est d'imposer le même coût/bénéfice marginal d'amélioration de l'environnement à chacun, indépendamment de sa contribution individuelle. L'intérêt de ce mécanisme réside dans l'incitation qu'il procure à chaque pollueur de trouver dans son entreprise, voire auprès de ses voisins, le moyen le moins coûteux d'améliorer son paiement. Ainsi l'entreprise qui peut réduire sa pollution à faible coût le fera, celle pour qui cette réduction est trop onéreuse peut elle-même payer la première pour l'aider à le faire. Aussi élégant qu'il soit, ce dispositif n'a jamais été mis en œuvre. Une large littérature a pourtant détaillé les réglages selon lesquels ces dispositifs pouvaient être mis en œuvre pour s'assurer que le coût global de l'amélioration de l'environnement local n'excède pas son bénéfice et que les changements structurels du secteur agricole dans le temps soient pris en compte (Horan *et al.*, 1998). Les obstacles à un compromis politique autour d'une telle solution sont révélateurs des difficultés de la régulation des pollutions diffuses. Le premier obstacle est d'établir le bénéfice ou le dommage social associé à une variation de l'état de l'environnement, sur lequel baser le calcul du paiement. Cela suppose une monétarisation des coûts et des bénéfices de la qualité de l'air et de l'eau. L'état de l'environnement de référence qui sépare le bonus et le malus doit aussi être décidé : il détermine qui de la collectivité ou du secteur agricole prend à sa charge le coût de l'amélioration. Le deuxième obstacle est de faire

¹⁶ http://www.developpement-durable.gouv.fr/Le-Plan-Energie-Methanisation_32028.html

accepter des paiements qui ne soient pas dépendants de l'importance de la contribution de chacun. Cette caractéristique surprenante du dispositif en fait aussi son intérêt en évitant de débattre des responsabilités historiques des uns et des autres dans l'état de l'environnement pour se focaliser sur les possibilités d'amélioration les moins coûteuses. Il reste cependant difficile politiquement de faire payer la même taxe à des entreprises notoirement vertueuses. D'autant plus que dans une zone en meilleur état, des entreprises moins vertueuses pourraient être payées au titre de la même politique. L'obstacle le plus important est peut-être le manque de connaissance et de maîtrise des agriculteurs eux-mêmes sur leurs contributions à l'état de l'environnement et le coût de leur amélioration. Pour optimiser son comportement, chaque agriculteur doit être en mesure d'anticiper celui de ses collègues soumis à la même politique. Cela est plus difficile quand les déterminants non agricoles de l'état de l'environnement sont plus grands. C'est le cas pour la qualité de l'air où la contribution de l'agriculture est minoritaire et où les perturbations atmosphériques jouent un grand rôle dans la formation et la destination des polluants. Concernant la qualité de l'eau, différentes études récentes menées en économie expérimentales fournissent des résultats encourageants (Suter and Vossler, 2014). Suter et Vossler concluent sur l'intérêt de former les agriculteurs à la compréhension des processus déterminant la qualité de l'eau pour assurer l'efficacité de la taxe ambiante. Inversement, il est probable que la mise en place d'un tel mécanisme soit une puissante motivation pour acquérir ces compétences. En outre, le niveau des taxes ou des paiements ambiants peut fournir un signal adéquat pour l'installation de nouvelles activités dans une zone donnée, sous l'hypothèse que le même mécanisme soit mis en œuvre sur tous les territoires concurrents pour l'accueil de ces activités. De fait d'autres mécanismes économiques finissent par jouer ce rôle en intégrant plus ou moins le coût des contraintes quantitatives associées au maintien de la qualité de l'environnement. Ce peut être le prix de la terre, les coûts associés aux obligations de traitement ou le fardeau administratif pour l'obtention de l'autorisation d'exploiter.

8.2.2.1. Les pressions de l'élevage sur l'eau et l'air

La section 5.4 détaille les principes de régulation choisis au niveau européen. Les Directives ont progressivement intégré les différentes dimensions de la qualité de l'air et de l'eau dans un souci de protection de l'environnement et de la santé de tous les citoyens. Ces obligations de résultats, initiées par la Directive sur la qualité des eaux brutes de 1975¹⁷ ou la Directive NEC sur la qualité de l'air de 2001¹⁸, laissaient une grande marge de manœuvre aux Etats membres sur les modalités pour les atteindre. Avec la Directive Nitrate de 1991, la réglementation européenne choisit d'intervenir directement dans les choix techniques des activités agricoles en fixant un plafond d'azote organique par hectare. Cette orientation est confortée par la Directive de 2010 sur les émissions industrielles¹⁹, avec l'assujettissement des élevages intensifs, en fait des élevages au-dessus d'une certaine taille de cheptel, dans une procédure d'autorisation intégrée. Cette procédure doit notamment prendre en compte tous les risques environnementaux et faire référence dans son instruction à la notion de meilleure technologie disponible pour gérer ces risques. Les plus gros élevages sont donc pointés comme étant générateurs de risques environnementaux et défavorisés vis-à-vis des plus petits. Simultanément les zones les plus denses en élevages au sein de l'UE sont probablement les plus à même de réunir les ressources techniques et administratives pour mettre en œuvre cette Directive. La loi européenne ne dit rien sur l'efficacité économique de sa mise en œuvre. La Directive cadre sur l'eau se limite à imposer la récupération des coûts de la politique auprès des pollueurs. Les coûts à prendre en compte semblent sujet à une assez large interprétation. Cela ne semble pas concerner

¹⁷ Directive n° 75/440/CEE du 16/06/75 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres JOCE n° L 194 du 25 juillet 1975
Est abrogée depuis le 22 décembre 2007 par l'article 22 de la Directive n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 JOCE n° L 327 du 22 décembre 2000.

¹⁸ Union Européenne, 2001. Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques. *Journal officiel* n° L 309 du 27/11/2001 p. 0022–0030.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32001L0081>

¹⁹ Union Européenne, 2010. Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *Journal Officiel* n° L 334 du 17.12.2010, p. 17–119
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32010L0075>

les dépenses de la PAC en faveur de la qualité de l'eau ni l'administration agricole qui les gère. Les mesures agro-environnementales sont d'adoption volontaire. Leur mécanisme permet d'assurer une certaine efficacité coût dans la mesure où les agriculteurs s'auto-sélectionnent. Ils n'acceptent de participer que dans le cas où leur coût de mise en œuvre du cahier des charges est inférieur au paiement offert. Ces dispositifs sont vulnérables à la sélection adverse. Cela signifie que les participants à la mesure ne sont pas les ceux permettant d'atteindre l'objectif environnemental. Concernant la recherche de l'équilibre de la fertilisation, cela peut se produire si les agriculteurs ayant le plus d'excédents sont aussi ceux pour lesquels leur réduction est la plus coûteuse. Ce peut être le cas des éleveurs intensifs qui ont un revenu élevé à l'hectare. Cette difficulté peut être réduite par le ciblage géographique des programmes. Par exemple dans un contexte budgétaire contraint, les aides à la conversion à l'agriculture biologique pourraient être réservées aux zones les plus vulnérables aux produits phytosanitaires, comme les zones de protection de captage. L'autre faiblesse de ces mesures concerne leur difficulté à modifier les pratiques de manière spatialement cohérente, en raison de leur caractère volontaire (Chabé-Ferret *et al.*, 2013). Une autre cause d'inefficacité réside dans le financement des aides du deuxième pilier de la PAC. Leur cofinancement par le budget européen est une incitation forte pour les autorités nationales ou régionales à les mobiliser pour résoudre des questions locales, même si elles ne constituent pas l'instrument de politique le plus approprié. Ainsi la réduction des pollutions diffuses est un objectif prépondérant des mesures agroenvironnementales malgré leur non-conformité au principe pollueur-payeur (Bonnieux *et al.*, 2006).

L'expertise « Elevage et Azote a identifié la concentration géographique des activités d'élevage comme l'une des principales causes des pressions environnementales localisées et des fuites d'azote (Peyraud *et al.*, 2014). Ses effets sur la qualité de l'eau dépendent également de la vulnérabilité des milieux et de leur capacité auto-épuratrice. Agir sur cette cause demande du temps et une continuité dans les politiques. La construction de clusters agroindustriels compétitifs est basée sur des investissements et des relations de proximité de long terme au sein des filières. Ces investissements individuels et collectifs ne sont pas redéployables. La mise en œuvre de nouvelles règles et incitations doit donc d'abord veiller à orienter correctement et clairement les investissements futurs. Les actions à court terme sont d'autant plus coûteuses que les investissements en place sont rentables. L'expertise a également pointé les inefficacités économiques associées à la subvention des dépollutions. Ces subventions peuvent retarder la reconfiguration géographique en offrant des opportunités de profit supplémentaires aux entreprises polluantes en place. Enfin la revue de littérature pointait l'inefficacité des mesures volontaires également en contradiction avec le principe pollueur payeur. Ces mesures sont souvent insuffisantes quand les objectifs environnementaux sont contradictoires avec les intérêts économiques des producteurs. Corrélativement les politiques contraignantes imposent des coûts significatifs aux exploitations en place.

Concernant la qualité de l'eau, ces coûts des politiques contraignantes sont hétérogènes entre bassins versants et entre exploitations d'un même bassin versant. Cela pose à la fois des problèmes d'équité entre agriculteurs et des problèmes d'efficacité. Selon les régions et les pays ces questions ont reçu des réponses très différentes et changeantes au cours du temps. Le problème d'efficacité peut être amélioré en favorisant l'égalisation du coût d'abattement des excédents de minéraux. Cela a été le choix des Pays-Bas et au Danemark avec la mise en place de comptabilités des nutriments et de pénalités sur les excédents, avec des normes différenciées selon la vulnérabilité des zones. Le point important dans ces dispositifs est le fait de laisser les éleveurs choisir le mode de réduction des excédents le moins coûteux. Dans les zones néerlandaises les plus denses et les plus vulnérables, ces coûts se sont cependant avérés insupportables pour les éleveurs, nécessitant des plans sociaux de cessation d'activité à la charge de l'Etat. Par la règle d'harmonie de 2002, la politique danoise a fait le choix d'imposer un lien au sol en propriété, sans restreindre la taille des exploitations. Cela a évité à l'Etat de prendre en charge le coût de la cessation d'activité. La fluidité du marché de la terre a permis à la fois de fortes restructurations et la réalisation d'économies d'échelle. Une partie de ces gains a apparemment alimenté une inflation du prix de la terre, au bénéfice des propriétaires cédants, moins compétitifs compte tenu des plafonds de fertilisation, mais finalement indemnisés par ce biais des contraintes environnementales. Enfin, dans les deux pays, une relocalisation des élevages s'est naturellement produite en réponse aux contraintes différenciées selon la vulnérabilité des milieux. De manière contrastée, les politiques appliquées en France et en Catalogne ne favorisent pas cette égalisation des coûts d'abattement des excédents dans une zone donnée. Dans les deux cas

le gouvernement intervenant directement dans le choix de la méthode de résorption : en organisant le transfert d'effluents vers des exploitations de grandes cultures en Catalogne, en imposant le traitement aux plus grands élevages dans les zones bretonnes en excédent en France, avec une prise en charge d'une partie des coûts par la collectivité.

Une caractéristique de la politique française a été de lier la politique environnementale à la politique structurelle. Une interprétation étroite de la directive Nitrate a longtemps exclu les engrais minéraux de la régulation, ainsi que les exploitations ne détenant pas d'animaux. Parallèlement, l'encadrement de la fertilisation organique est d'une grande précision. En Bretagne, un accompagnement très important des éleveurs a été mis en place dans différents programmes nationaux mêlant persuasion, mesures volontaires d'amélioration de la fertilisation et mesures obligatoires de couverture des sols. Ce dispositif très complexe, basé sur une superposition de zonages, a clairement porté ses fruits du point de vue de la qualité de l'eau, avec quelques points noirs, mais sans doute freiné la restructuration et la compétitivité des filières.

Par souci d'efficacité environnementale, le premier Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricoles (PMPOA) en 1994 subventionnait d'abord les plus gros élevages pour la mise aux normes et leur intégration à la politique de l'eau. Ensuite la circulaire Voynet Le Pensec de 1998, face à la poursuite de la croissance des effectifs porcins dans les cantons en excédent structurel, pénalisa les plus gros élevages en les obligeant à revenir à leur cheptel de 1994 (s'il excédait leur cheptel autorisé) et à traiter leurs effluents. Beaucoup ont interprété cette circulaire et le Décret de 2001 sur le programme d'action nitrate comme une façon de protéger les petits élevages, notamment bovins, de la concurrence des gros élevages porcins pour l'accès aux surfaces d'épandage. Ainsi l'obligation de traitement réservé aux plus gros élevages des zones en excédents structurels, avec des aides de la collectivité, a-t-elle limité la concurrence pour les surfaces épandables, en préservant la production mais sans considération pour l'efficacité économique à court ou à long terme. Depuis 2008, une série de décrets opèrent le relèvement des seuils concernant les Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et leurs différents régimes (déclaration, enregistrement, autorisation, enquête publique). Ces évolutions visent à la fois la conformité avec les nouvelles Directives, ainsi que l'allègement des obligations d'élevages de plus en plus grands et le fardeau administratif associé, aussi bien pour l'administration que pour les éleveurs eux-mêmes. Parallèlement, la recherche de l'équilibre de la fertilisation s'oriente comme au Danemark et aux Pays-Bas vers la définition de plafond de fertilisation par zone et par culture, à partir des travaux dans les Groupes Régionaux d'Expertise Nitrates. Au contraire des procédures d'autorisation, cette évolution risque de soutenir l'inflation des coûts de transaction. Il sera nécessaire d'optimiser le système d'inspection et de sanction afin de réduire ces coûts tout en assurant la mise en œuvre de ces nouvelles règles. Comme au Danemark, Comme l'essentiel des coûts du dispositif relève des inspections, cette optimisation pourra passer par l'automatisation des sanctions et une fréquence d'inspection réduite au maximum, en fonction du niveau des sanctions et d'analyse de risques de non-conformité. Pour un dispositif dissuasif, il est en effet nécessaire que le produit de la fréquence d'inspection par le montant de la sanction soit supérieur au gain procuré par le non-respect. La fréquence d'inspection peut donc être d'autant plus faible que la sanction encourue peut être fixée à un niveau plus élevé.

Même si l'agriculture et l'élevage ne sont pas les sources principales de particules fines, les nouvelles connaissances sur les dommages à la santé humaine dus à ces particules présagent des actions et des obligations renforcées dans ce domaine. L'élevage est principalement concerné par les émissions d'ammoniaque en tant que précurseur de particules fines (Sutton *et al.*, 2011). La Directive NEC sur la qualité de l'air de 2001 fixait simplement des plafonds nationaux d'émissions pour l'ammoniaque en raison de ses effets acidifiant, eutrophisant et précurseur d'ozone. La Directive 2008/50²⁰ impose un abaissement des seuils d'émissions, des mesures de la qualité de l'air ambiant et l'information du public. Une actualisation de la Directive NEC est en

²⁰ Union Européenne, 2008. Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. *Journal Officiel* L 152 du 11.6.2008, p. 1-44.
<http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>

préparation. L'étape actuelle est donc de relier les sources d'émissions de particules aux lieux et aux moments où celles-ci atteignent des concentrations alarmantes dans des zones peuplées. Au-delà des installations classées qui se doivent d'utiliser les meilleures technologies disponibles pour réduire ces émissions, des plans d'actions localisés concernant l'ensemble des élevages ne sont pas exclus pour atteindre les objectifs d'abattement. Des analyses technico-économiques sont nécessaires pour déterminer si de telles actions sur l'élevage permettent de réduire le coût total d'abattement pour un objectif donné et dans quelles zones. Pour ce qui concerne l'ammoniac, les conséquences passeraient par des contraintes sur la gestion des effluents, la conception et l'utilisation des bâtiments, avec par exemple l'emploi effectif de laveur d'air. En outre des gains sont peut-être encore possible en termes de réduction de la charge azotée des effluents par l'amélioration génétique, l'alimentation et les pratiques d'élevage. Pour ce qui concerne le travail du sol, elles pourraient passer par des changements d'utilisation du sol potentiellement favorable à la prairie.

8.2.2.2. Les bienfaits de l'élevage sur les sols, les paysages et la biodiversité

Les bienfaits de l'élevage dans les zones agricoles défavorisées (ZAD) sont reconnus dès leur création au sein de la PAC en 1975 (pour une chronologie complète de la PAC, voir (Matthews, 2013)). Le soutien aux exploitations agricoles des zones défavorisées permet de préserver l'espace naturel dans les régions où la production ou l'activité agricole souffre de handicaps naturels. Les premiers paiements sont d'ailleurs calculés par tête de bétail. L'analyse du législateur est alors que, dans ces zones, les contraintes pédoclimatiques ne permettent pas d'activités dommageables à l'environnement (Barnes and Barnes, 1999). Une jointure forte entre l'élevage et les bienfaits environnementaux est donc supposée. Les handicaps naturels font peser un risque d'abandon par l'agriculture de ces zones en raison de la concurrence des plaines qui jouissent d'une productivité plus élevée et de coûts plus bas. Ils rendent nécessaires un soutien pour, entre autres, éviter cet abandon. L'hypothèse de jointure forte ne s'est cependant pas vérifiée. Ainsi même en zone défavorisée, l'accroissement des cheptels et du chargement dans les zones les plus propices, et la poursuite de l'abandon des moins propices, ont conduit le législateur, avec la réforme d'Agenda 2000, à baser les paiements sur la surface avec un plafond de chargement afin de rétablir la jointure présumée. D'abord réservé à la montagne et au piémont, le classement en zone défavorisée a été rendu possible pour des zones défavorisées intermédiaires, menacées d'abandon ou de désertification en raison du retrait de l'agriculture, et pour des zones affectées par des handicaps spécifiques, comme certains espaces littoraux, à haute valeur naturelle ou importantes pour le tourisme.

Dix ans plus tard, par l'article 19 du Règlement 797/85²¹, la PAC autorisait les Pays membres de la CEE à verser des aides agri-environnementales (MAE). Elles seront rendues obligatoires pour les Pays-membres par la réforme Mc Sharry de 1992. Au contraire des paiements aux zones défavorisées, les MAE reconnaissent d'emblée la concurrence entre la production et les bienfaits environnementaux. Si l'agriculture est nécessaire à la fourniture de ces bienfaits, le développement de la production agricole, notamment par l'intensification par rapport à la terre conduit à leur déclin. Il s'agit donc d'une jointure faible. Ainsi les MAE s'adressent à toutes les zones, défavorisées ou non, aussi bien pour lutter contre la déprise agricole que pour éviter une intensification dommageable aux bienfaits environnementaux recherchés. Visant initialement à répondre aux souhaits de certains Pays membres, Royaume-Uni et Pays-Bas notamment, l'absence de cofinancement européen était initialement justifiée. Dans la Réforme Mc Sharry, les MAE, alors qualifiée de mesures d'accompagnement de la réforme de la PAC, visent aussi à maîtriser les volumes de productions par l'extensification des pratiques. C'est peut-être cela qui a motivé le cofinancement européen pour des mesures ne visant initialement que des biens publics locaux.

²¹ Union Européenne, 1985. Règlement (CEE) no 797/85 du Conseil du 12 mars 1985 concernant l'amélioration de l'efficacité des structures de l'agriculture. *Journal Officiel L 93 du 30.3.1985*, p. 1–18.
<http://data.europa.eu/eli/reg/1985/797/oj>

8.3. Conclusions et questions

Les marchés, locaux, européens et mondiaux, sont les principales formes de gouvernances des produits issus de l'élevage, ainsi que de la terre et des matières premières nécessaires à son alimentation. Ces échanges marchands sont soumis à de multiples normes, réglementations, taxes et subventions locales, nationales ou européennes visant la protection des consommateurs et de l'environnement, dans un respect plus ou moins précis des conventions internationales sur le commerce, le climat ou la biodiversité. La modification de chaque politique a des effets domestiques et déplacés sur les ressources au travers de ces échanges difficiles à caractériser. Par exemple Yu et al. à partir d'un modèle global input output multirégional montre que l'UE, au travers de ses consommations de produits issus de l'élevage, mobilise trois fois plus de prairies dans le monde qu'elle n'en possède sur son propre territoire, alors que ses importations de produits issus d'élevages ruminants sont très faibles (Yu *et al.*, 2013). Hubacek et Feng détaillent les sources de divergences entre la simple prise en compte des flux commerciaux dans une filière, comme le fait classiquement l'analyse de cycle de vie (ACV) pour calculer des consommations de ressources ou des émissions polluantes indirectes, liées aux facteurs de production d'un produit, et les effets calculés à partir de la description de la totalité des circuits économiques (Hubacek and Feng, 2016). Les principales divergences proviennent des limites posées par l'ACV sur le périmètre de l'inventaire des flux, négligeant certains coproduits et les ressources nécessaires pour les éliminer ou les transformer en produits consommables. Ainsi, en production animale, le cinquième quartier paraît particulièrement maltraité par les ACV. Si l'UE est plutôt exportatrice nette d'aliments issus de l'élevage, elle est aussi importatrice de certains aliments et de peaux, laine et cuirs issus d'élevages africains ou asiatiques parfois caractérisés par des productivités de la terre très faibles. Quand l'ACV s'arrête à la porte de la ferme de l'élevage européen, elle ne considère pas ces consommations. Inversement, les comptabilités nationales ou continentales sur lesquelles se basent les modèles multi-régionaux peuvent comporter des erreurs liées à des règles comptables différentes d'un pays à l'autre. Ainsi, d'après Hubacek et Feng, il n'est pas exclu que l'UE mobilise des prairies chinoises au travers d'importations de produits manufacturés chinois, dès lors que les déjeuners de ouvriers de ces manufactures sont comptabilisés comme des consommations intermédiaires de ces produits et non comme une consommations alimentaire finale de ces résidents chinois.

La description complète des circuits économiques est également précieuse pour mesurer les conséquences économiques et sociales de différents chocs ou politiques. A partir d'un modèle d'équilibre général calculable dynamique, Gohin et Rault ont ainsi montré que la filière bovin viande souffrirait davantage et plus longtemps que la filière laitière de l'interdiction des mouvements d'animaux suite à une fièvre aphteuse. Les règles actuelles d'indemnisation conduisent pourtant indemniser davantage la production laitière dans un tel cas de figure (Gohin and Rault, 2013). De même l'embargo russe de 2014 sur le lait et les porcs aurait en Bretagne des pertes d'emplois bien supérieures aux seuls emplois agricoles et agroalimentaires, dès lors que l'on tient compte de la baisse des dépenses des personnes qui occupaient ces emplois directs et indirects de l'élevage (Gohin *et al.*, 2016).

L'élaboration et l'application des lois et des politiques sont au cœur des différents rôles, impacts et service de l'élevage décrits dans cette expertise, en arbitrant entre les différents aspects par la réglementation ou des transferts publics. L'analyse multicritère fournit un état des lieux nécessaires à la prise de décisions mais ne permet pas de hiérarchiser et d'agrèger sans éviter les doubles compte ces différents effets où s'oppose fréquemment le local et le global, l'environnement et la production, l'emploi et la rentabilité. C'est l'objectif de l'analyse coût-bénéfice très rare dans la littérature liée à l'élevage, à l'exception de Sutton et al. montrant l'importance relative des impacts sur la santé humaine des particules secondaires liées aux émissions d'ammoniaque dans l'air par l'agriculture et particulièrement l'élevage (Sutton *et al.*, 2011). L'analyse coût-bénéfice requiert la monétarisation des effets non marchands afin de les comparer aux effets marchands. L'objectif est d'agrèger tous les effets associés à un changement de situation dans une unité commune : le bien-être des consommateurs citoyens, exprimé en unité monétaire. Ainsi les effets non marchands sont valorisés par le consentement payer des individus. Elle a aussi l'intérêt d'éviter les doubles comptes et d'évaluer de manière cohérente les biens publics, contrairement aux individus qui ne prennent pas en compte le bien-être des autres dans leur contribution volontaire à un bien non rival (Quinet E (coord.), 2013). Cette méthode devient la norme

pour les investissements publics, particulièrement dans le domaine de la protection contre les inondation (directive 2007/60/CE), de l'énergie en application de la directive 2012/27/UE, ou des transports. Le rapport Quinet propose pour la France une série de valeurs tutélaires pour les effets non marchands tels que les émissions de gaz à effets de serre ou la biodiversité prairiale. Les valeurs tutélaires reflètent un consensus scientifique et politique. Leur application à l'évaluation d'actions publiques ou privées constitue une information économique complémentaire utile mais dont il faut connaître le domaine de validité spatial et temporel. En outre, sans repondération issue d'un arbitrage politique, l'analyse coût bénéfice pondère les préférences des individus en fonction de leurs revenus, privilégiant donc le bien-être des plus riches (Adler *et al.*, 2014).

Références bibliographiques

Adler, M.D.; Hammitt, J.K.; Treich, N., 2014. The social value of mortality risk reduction: VSL versus the social welfare function approach. *Journal of Health Economics*, 35: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhealeco.2014.02.001>

Ahearn, M.C.; Yee, J.; Korb, P., 2005. Effects of differing farm policies on farm structure and dynamics. *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (5): 1182-1189. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2005.00805.x>

Bamière, L.; De Cara, S.; Pardon, L.; Pellerin, S.; Samson, E.; Dupraz, P., 2014. Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole? *Notes et études socio-économiques*, 38: 53-71. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/nese140638A3.pdf>

Barnes, P.M.; Barnes, I.G., 1999. *Environmental policy in the European Union*. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 360 p.

Bernués, A.; Olaizola, A.; Corcoran, K., 2003. Extrinsic attributes of red meat as indicators of quality in Europe: an application for market segmentation. *Food Quality and Preference*, 14 (4): 265-276. [http://dx.doi.org/10.1016/s0950-3293\(02\)00085-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0950-3293(02)00085-x)

Bonnieux, F.; Dupraz, P.; Latouche, K., 2006. *Experience with Agri-Environmental Schemes in EU and Non-EU Members*: Notre Europe, 14 p. https://www.researchgate.net/publication/228428652_Experience_with_Agri-Environmental_Schemes_in_EU_and_Non-EU_Members

Bouamra-Mechemache, Z.; Zago, A., 2015. Introduction: Collective action in agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 42 (5): 707-711. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbv027>

Breen, B.; Hennessy, T.; Donnellan, T.; Hanrahan, K., 2013. *Tools and policies for agricultural risk management Rural Economy and Development Programme*, Teagasc, 37 p. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/158686/2/Ben_Breen_AES_conference_paper_BenBreen.pdf

Bureau, J.-C.; Fontagné, L.; Jean, S., 2015. L'agriculture française à l'heure des choix. *Les notes du conseil d'analyse économique*, n°27 (décembre): 12 p. <http://www.cae-eco.fr/IMG/pdf/cae-note027v2.pdf>

Cafiero, C.; Capitanio, F.; Cioffi, A.; Coppola, A., 2007. Risk and crisis management in the reformed European agricultural policy. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 55 (4): 419-441. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2007.00100.x>

Chabé-Ferret, S.; Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Subervie, J., 2013. Adoption et efficacité des mesures agri-environnementales. *Le développement rural en Europe. Quel avenir pour le deuxième pilier de la Politique agricole commune ?* : Peter Lang, 205-226. <http://www.peterlang.com/index.cfm?event=cmp.ccc.seitenstruktur.detailseiten&seitentyp=produkt&pk=75528&cid=367>

Chakir, R.; De Cara, S.; Vermont, B., 2011. Émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France: une analyse spatiale. *Economie et statistique*, 444 (1): 201-221. http://www.persee.fr/doc/estat_0336-1454_2011_num_444_1_9651

Chatellier, V.; Gaigné, C., 2012. Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français. *Innovations Agronomiques*, n°22: 185-203. http://www.inra.fr/ciag/colloques_agriculture/polyculture_elevage

Chavas, J.P., 2008. A Cost Approach to Economic Analysis Under State-Contingent Production Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (2): 435-466. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01118.x>

Chavas, J.P.; Kim, K.; Lauer, J.G.; Klemme, R.M.; Bland, W.L., 2001. An Economic Analysis of Corn Yield, Corn Profitability, and Risk at the Edge of the Corn Belt. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 26 (1): 230-247. <http://www.jstor.org/stable/40987105>

Cheptea, A.; Emlinger, C.; Latouche, K., 2015. Multinational Retailers and Home Country Food Exports. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (1): 159-179. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aau017>

Dakpo, K.H.; Jeanneaux, P.; Latruffe, L., 2016. Greenhouse gas emissions and efficiency in French sheep meat farming: A non-parametric framework of pollution-adjusted technologies. *European Review of Agricultural Economics*. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbw013>

De Cara, S.; Vermont, B., 2011. Policy Considerations for Mandating Agriculture in a Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme: A comment. *APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY*, 33 (4): 661-667. <http://dx.doi.org/10.1093/aep/prr027>

Dervillé, M., 2012. *Territorialisation du secteur laitier et régimes de concurrence, le cas des montagnes françaises et leur adaptation à l'après-quota*. Sciences Economiques et Sociales, AgroParisTech, Paris.

Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Kuhlman, T.; Paracchini, M.L.; Michels, R.; Maigne, E.; Reinhard, S., 2015. Evaluating the impact of rural development measures on nature value indicators at different spatial levels: Application to France and The Netherlands. *Ecological Indicators*, 59: 41-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.014>

Dollé, J.B.; Faverdin, P.; Agabriel, J.; Sauvant, D.; Klumpp, K., 2013. Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Fourrages*, 215: 181-191. <http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2014/04/02-Dolle-GES.pdf>

Dong, F.; Hennessy, D.A.; Jensen, H.H.; Volpe, R.J., 2016. Technical efficiency, herd size, and exit intentions in U.S. dairy farms. *Agricultural Economics*, 47 (5): 533-545. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12253>

Duvaléix-Tréguer, S.; Gaigné, C., 2016. On the nature and magnitude of cost economies in hog production. *Agricultural Economics*, 47 (4): 465-476. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12245>

Espinosa-Goded, M.; Barreiro-Hurlé, J.; Dupraz, P., 2013. Identifying additional barriers in the adoption of agri-environmental schemes: The role of fixed costs. *Land Use Policy*, 31: 526-535. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.08.016>

Fuzeau, V.; Dubois, G.; Théron, O.; Allaire, G., 2012. *Diversification des cultures dans l'agriculture française—état des lieux et dispositifs d'accompagnement*. Paris: Commissariat Général au Développement Durable, Collection «Études et documents» du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable du Commissariat Général au Développement Durable, 22 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D_67_diversification_des_cultures_16_07_2012.pdf

Gaigné, C.; Larue, B., 2016. Quality Standards, Industry Structure, and Welfare in a Global Economy. *American Journal of Agricultural Economics*. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaw039>

Gaigné, C.; Le Mener, L., 2014. Agricultural Prices, Selection, and the Evolution of the Food Industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 884-902. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat080>

Gohin, A., 2006. Assessing CAP reform: Sensitivity of modelling decoupled policies. *Journal of Agricultural Economics*, 57 (3): 415-440. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2006.00058.x>

Gohin, A., 2009. Le bilan de santé de la politique agricole commune : faut-il des exceptions au traitement général ? *Économie & prévision*: 1-19. <http://dx.doi.org/10.3406/ecop.2009.7921>

Gohin, A.; Bareille, F.; Cariou, S.; Dupraz, P.; Chouteau, R.; Duflot, B.; Rubin, B., 2016. *Les emplois liés aux filières de l'élevage en Bretagne: état des lieux quantitatif et qualitatif* Études et documents (Commissariat général au développement durable), 132 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-emplois-lies-aux-filieres-de-l.html>

Gohin, A.; Rault, A., 2013. Assessing the economic costs of a foot and mouth disease outbreak on Brittany: A dynamic computable general equilibrium analysis. *Food Policy*, 39: 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.01.003>

Gorbachev, O., 2011. Did Household Consumption Become More Volatile? *American Economic Review*, 101 (5): 2248-70. <http://dx.doi.org/10.1257/aer.101.5.2248>

Horan, R.D.; Shortle, J.S.; Abler, D.G., 1998. Ambient taxes when polluters have multiple choices. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36 (2): 186-199. <http://dx.doi.org/10.1006/jeem.1998.1041>

Hou, Y.; Bai, Z.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.G.; Sikirica, N.; Ma, L.; Velthof, G.L.; Oenema, O., 2016. Feed use and nitrogen excretion of livestock in EU-27. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 218: 232-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.025>

Hubacek, K.; Feng, K., 2016. Comparing apples and oranges: Some confusion about using and interpreting physical trade matrices versus multi-regional input-output analysis. *Land Use Policy*, 50: 194-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.022>

Huffman, W.E.; Evenson, R.E., 2001. Structural and productivity change in US agriculture, 1950–1982. *Agricultural Economics*, 24 (2): 127-147. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2001.tb00019.x>

Karsenty, A., 2016. The World Bank's endeavours to reform the forest concessions' regime in Central Africa: Lessons from 25 years of efforts. *International Forestry Review*, 18 (S1): 16 p. <http://agritrop.cirad.fr/582059/>

Lang, A.; Perrot, C.; Dupraz, P.; Tregaro, Y.; Rosner, M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage français*. Paris: GIS Elevage demain, 444 p. (rapport+annexes). <https://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Rapport-final-Emplois-lies-a-l-elevage>

Latouche, K.; Rainelli, P.; Vermersch, D., 1998. Food safety issues and the BSE scare: some lessons from the French case. *Food Policy*, 23 (5): 347-356. [http://dx.doi.org/10.1016/s0306-9192\(98\)00048-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0306-9192(98)00048-7)

Le Goffe, P., 2013. *La directive nitrates, incompatible avec l'élevage? Le cas de la France et des pays d'Europe du nord*. (Policy paper). <http://www.notre-europe.eu/011-16129-La-directive-nitrates-incompatible-avec-l-elevage.html>

<http://www.eng.notre-europe.eu/011-16131-The-Nitrates-Directive-incompatible-with-livestockfarming.html>

Liu, B.Y.; Shumway, C.R., 2016. Substitution elasticities between GHG-polluting and nonpolluting inputs in agricultural production: A meta-regression. *Energy Economics*, 54: 123-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2015.10.002>

Lorenzi, F., 2016. L'application différenciée des quotas laitiers en montagne: une expérience de territorialisation des droits à produire. *Colloque SFER Libéralisation des Marchés Laitiers*. Clermont-Ferrand, 9-10 juin 2016, 21 p. http://www.sfer.asso.fr/content/download/6520/55555/version/1/file/lml2016_c1b_lorenzi.pdf

MacDonald, J.M., 2009. *The transformation of U.S. livestock agriculture : scale, efficiency, and risks* / James M. MacDonald and William D. McBride. Washington, D.C.: U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Service, Economic information bulletin., 40 p. <http://purl.umn.edu/58311>

Matthews, A., 2013. *Greening agricultural payments in the EU's Common Agricultural Policy*. (2013). <http://www.fupress.net/index.php/bae/article/view/12179>

McCorriston, S.; Morgan, C.W.; Rayner, A.J., 2001. Price transmission: the interaction between market power and returns to scale. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (2): 143-159. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/28.2.143>

Moro, D.; Sckokai, P., 2013. The impact of decoupled payments on farm choices: Conceptual and methodological challenges. *Food Policy*, 41: 28-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.04.001>

Mottet, A.; Henderson, B.; Opio, C.; Falcucci, A.; Tempio, G.; Silvestri, S.; Chesterman, S.; Gerber, P.J., 2016. Climate change mitigation and productivity gains in livestock supply chains: insights from regional case studies. *Regional Environmental Change*: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-016-0986-3>

Okrent, A.; Alston, J., 2012. *The demand for disaggregated food-away-from-home and food-at-home products in the United States*: USDA-ERS, USDA-ERS Economic Research Report, 69 p. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2171315>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Pardon, L., 2015. *Agriculture et gaz à effet de serre : dix actions pour réduire les émissions*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 200 p.

Perrot, C.; Chatellier, V.; Gouin, D.M.; You, G., 2016. Le secteur laitier français est-il compétitif face à la concurrence européenne et mondiale ? *Colloque SFER Libéralisation des Marchés Laitiers*. Clermont-Ferrand, 9-10 juin 2016, 26 p. http://www.sfer.asso.fr/content/download/6515/55540/version/1/file/lml2016_a3_perrot.pdf

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Vertès, F.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Rechauchère, O.; Rochette, P.; Veyssset, P., 2014. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage*. Editions Quae (*Matière à débattre et décider*). <http://www.quae.com/fr/r3898-reduire-les-pertes-d-azote-dans-l-elevage.html>

Quinet E (coord.), 2013. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics*: Commissariat général à la stratégie et à la prospective, Rapports & Documents, 351 p. <http://www.strategie.gouv.fr/publications/evaluation-socioeconomique-investissements-publics-tome1>

Ribaudo, M.; Greene, C.; Hansen, L.; Hellerstein, D., 2010. Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets. *Ecological Economics*, 69 (11): 2085-2092. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.004>

Samson, E.; Van der Werf, H.M.; Dupraz, P.; Ruas, J.-F.; Corson, M.S., 2012. Estimer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole par analyse de cycle de vie avec les données du Réseau d'information comptable agricole (RICA) français. *Cahiers Agricultures*, 21 (4): 248-257. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2012.0581>

Schmitt, G., 1991. Plenary paper 2: Why is the agriculture of advanced Western economies still organized by family farms? Will this continue to be so in the future? *European Review of Agricultural Economics*, 18 (3-4): 443-458. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/18.3-4.443>

Segerson, K., 1988. UNCERTAINTY AND INCENTIVES FOR NONPOINT POLLUTION-CONTROL. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (1): 87-98. [http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696\(88\)90030-7](http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696(88)90030-7)

Sorgho, Z.; Larue, B., 2014. Geographical indication regulation and intra-trade in the European Union. *Agricultural Economics*, 45 (S1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12125>

Suter, J.F.; Vossler, C.A., 2014. Towards an Understanding of The Performance of Ambient Tax Mechanisms in The Field: Evidence from Upstate New York Dairy Farmers. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (1): 92-107. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat066>

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 612 p.

Tangemann, S., 2011. *Risk management in agriculture and the future of the EU's Common Agricultural Policy*. Geneva: ICTSD International Centre for Trade and Sustainable Development, International Centre for Trade and Sustainable Development. Issue Paper, 39 p. <http://www19.iadb.org/intal/intalcdi/PE/2011/08441.pdf>

Tirole, J., 2009. *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*. Paris: La Documentation française, 357 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/02-16.pdf>

Trouvé, A.; Dervillé, M.; Gouin, D.M.; Pouch, T.; Briot, X.; Fink-Kessler, A.; Kroll, J.C.; Lambaré, P.; Rat-Aspert, O., 2016. *Étude sur les mesures contre les déséquilibres de marché: Quelles perspectives pour l'après quotas dans le secteur laitier européen ? Synthèse*. Paris: Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, (SP-DGPAAT-2014-027), 26 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/synthese_etude_desequilibres_de_marche15062016.pdf

Trouvé, A.; Kroll, J.C., 2013. Lecture critique d'une dérégulation des marchés: le cas de la suppression des quotas laitiers. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 3 (1): 115-124. http://www.agronomie.asso.fr/fileadmin/user_upload/Revue_AES/AES_vol3_n1_juin2013/AES_vol3_n1_pdf/AES_vol3_n1_11_Trouve_Kroll.pdf

Van Herck, K., 2014. *Assessing efficiencies generated by agricultural producer organizations*. Bruxelles: European Commission, DG Competition, 36 p. http://ec.europa.eu/competition/publications/agricultural_producers_organisations_en.pdf

Vermont, B.; De Cara, S., 2010. How costly is mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis. *Ecological Economics*, 69 (7): 1373-1386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.020>

Weiss, C.R., 2001. On flexibility. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 46 (3): 347-356. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-2681\(01\)00183-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-2681(01)00183-4)

Yu, J.Y.; Bouamra-Mechemache, Z., 2016. Production standards, competition and vertical relationship. *European Review of Agricultural Economics*, 43 (1): 79-111. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/ibv004>

Yu, Y.; Feng, K.; Hubacek, K., 2013. Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23 (5): 1178-1186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.006>

Conclusion

Coordinateurs :

Rodolphe Sabatier, Pierre Dupraz, Bertrand Dumont

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

1. Contexte européen	1016
2. Un bouquet composé de multiples services difficiles à hiérarchiser et à agréger	1018
3. Identification des manques et des pistes pour la recherche	1025

1. Un contexte européen...

...qui souligne le niveau élevé mais très hétérogène de la consommation de produits animaux par les européens

L'élevage est une des activités les plus structurantes des territoires ruraux en Europe. On y recense en effet 2,6 millions d'exploitations d'élevage ou de polyculture-élevage soit 54% des exploitations européennes pour une SAU cumulée de 88 millions d'hectares dont 60 Mha de prairies et parcours (soit la moitié de la surface agricole et 16% du territoire total européen). Ces exploitations se caractérisent par leur extrême diversité reflétant la grande hétérogénéité des territoires dans lesquelles elles s'inscrivent ainsi que la diversité des habitudes alimentaires des européens. Les consommations alimentaires présentent en effet une très grande hétérogénéité tant dans la structure des apports protéiques que dans les volumes concernés : un Roumain boit en moyenne 10 fois moins de lait qu'un Irlandais, un Français mange trois fois plus de fromage que son voisins Espagnols, tandis qu'un Polonais consomme deux fois moins de viande et de lait qu'un Danois. La part des protéines animales dans les différents régimes alimentaires européens évolue peu depuis 20 ans : elle reflète surtout les habitudes alimentaires des Européens ainsi que la diversité des histoires et des cultures alimentaires régionales. Au-delà de cette forte hétérogénéité intra-européenne de la consommation, l'analyse de la consommation moyenne montre la part importante des protéines animales dans le régime alimentaire des Européens. On constate ainsi qu'en moyenne les Européens mangent par habitant deux fois plus de protéines issues d'animaux terrestres que la moyenne mondiale. Cette forte consommation concerne presque toutes les viandes et les produits laitiers, mais moins les œufs. Comparé à l'Amérique du Nord, le régime alimentaire des Européens est nettement plus riche en viande porcine et en produits laitiers et deux fois moins riche en viande bovine et de volailles. La consommation de volaille croît cependant, et ce partout en Europe, bien que cette croissance soit proportionnellement moindre que dans le reste du monde.

Ces dernières années, deux phénomènes sociaux semblent marquants dans l'évolution de la consommation de produits animaux en Europe. D'une part, une certaine « désanimalisation » de la consommation carnée traverse globalement tous les régimes occidentaux et se traduit par une substitution des viande rouges par des viandes blanches (et poissons), par un poids croissant des produits transformés dans lesquels la référence à l'animal est invisibilisée, mais aussi par la progression des sources protéiques issues de la pêche, de l'aquaculture et des végétaux. D'autre part, le développement des aliments à base de produits animaux sous signes de qualité montre l'attrait des européens pour les produits à valeur patrimoniale, voire gastronomiques et pour des modes de production mieux-disant en termes de qualité qui s'inscrit dans un contexte critique vis-à-vis de l'alimentation industrialisée (suite aux crises sanitaires à répétition). Au niveau de l'UE, les indications géographiques (IG) représentent environ 10% des fromages consommés et entre 2 et 6% des viandes et préparations à base de viandes pour l'année 2011. L'agriculture biologique croît également, malgré une part encore très modeste dans la production (<5% et qui concerne surtout le lait liquide et les œufs).

...et met en évidence des flux de produits animaux importants entre pays de l'UE

En Europe, la consommation intérieure de produits alimentaires d'origine animale repose presque exclusivement sur la production intra-européenne, mais les flux entre pays membres sont très nombreux, en croissance et de grande importance. Le Danemark et les régions spécialisées dans l'élevage comme la Bretagne ou la Catalogne exportent ainsi plus de la moitié de leur production, de même la quasi-totalité du lait produit en Irlande part vers l'étranger. Ces circulations reflètent une combinaison de stratégies industrielles différenciées et d'habitudes

alimentaires différentes, en interaction avec les politiques économiques et environnementales locales ou nationales, certaines importations étant ré-exportées après transformation. Quelques grandes multinationales européennes de l'agroalimentaire ont ainsi un rayonnement mondial, tandis que la grande majorité des acteurs des filières animales reste de taille modeste et ancrée dans des marchés nationaux. Parmi les « nouveaux » pays membres, seule la Pologne prend une place significative dans la production, l'élargissement de l'UE ayant surtout bénéficié aux exportations des pays de l'Europe du Nord et de l'Ouest.

Les exportations extra-communautaires représentent peu de volumes, mais elles constituent la part la plus dynamique du marché. Les exportations de l'UE en lait et viande de porc ont nettement augmenté entre 2010 et 2014, mais ont subi depuis des ruptures, avec par exemple l'embargo russe de 2014 sur les produits alimentaires, qui a souligné l'instabilité de ces débouchés. Cependant, ils restent fortement portés par la croissance démographique et le développement urbain des pays émergents. La déstabilisation qui résulte de ces variations de demandes d'importations adressées à l'UE révèle la fragilité de certains élevages dans le contexte très concurrentiel de son marché intérieur, caractérisé par une demande intérieure globalement stable.

...qui place la densité animale et l'alimentation des cheptels comme principaux déterminants des impacts environnementaux

Les économies d'échelle dans le transport et l'agroalimentaire favorisent les logiques d'agglomération géographique en agriculture se traduisant par la concentration des animaux dans des bassins de production restreints : 30% des animaux d'élevage vivent ainsi sur une surface qui ne représente que 11% du territoire agricole européen. Dans ces zones, les fortes densités entraînent des pollutions de l'eau par les nitrates et phosphates, des pollutions du sol par les agents pathogènes et résidus médicamenteux (antibiotiques) ou alimentaires (métaux lourds, phosphore) qui se retrouvent dans les effluents, et des pollutions par émissions d'ammoniac et de particules fines dans l'air. Les réglementations environnementales ont cherché à limiter la densité par hectare des animaux en mettant en place des quotas d'animaux ou d'effluents épandables (plafond d'apport d'azote organique). Ces réglementations ont limité le développement de la production dans les zones denses et parfois provoqué des relocalisations d'élevages pour abaisser la charge polluante des territoires denses, les plus touchés par les pollutions. A ce jour, les effets de ces rééquilibres restent cependant limités : par exemple, l'élevage continue de décliner dans les zones favorables aux grandes cultures, du fait d'un contexte économique et politique favorable à ces dernières et d'une plus grande vivabilité de ces systèmes. A l'inverse les zones à forte densité animale ne voient généralement pas cette densité baisser. Par ailleurs, l'échelle régionale des statistiques masque des situations locales beaucoup plus contrastées, avec en particulier la progression des élevages intensifs hors sol. Ceux-ci concernaient principalement la volaille et les porcs, mais ils touchent dorénavant l'élevage bovin laitier avec le développement des « fermes-usine ».

Pour nourrir le cheptel, l'élevage utilise environ les deux tiers de la surface agricole européenne, et importe 70% des aliments riches en matière protéique (tourteaux et graines oléagineuses, protéagineux, farines de poisson, luzerne déshydratée, ...). Il permet cependant également de valoriser des territoires peu ou pas propices aux cultures végétales. La part des surfaces associées à cette alimentation animale a pris une grande importance dans les débats globaux. Ces derniers concernent notamment la sécurité alimentaire en raison de la concurrence pour le foncier entre la production d'aliments du bétail pour des consommateurs aisés et de cultures vivrières pour des consommateurs pauvres. Les demandes foncières pour les productions animales sont aussi mises en cause dans la déforestation avec ses implications en termes de déstockage de carbone et de perte irréversible de biodiversité quand elle touche les massifs les plus anciens. Ces débats sont clairement posés depuis une dizaine d'années. L'évaluation de l'allocation optimale des surfaces, de la consommation en ressources des différents types de cultures et d'élevages, et les choix stratégiques les plus judicieux à faire restent controversés au sein de la communauté scientifique. Une première raison de cette controverse vient du choix des unités fonctionnelles, à savoir ramener les émissions polluantes ou consommation de ressources de l'élevage aux

quantités produites ou aux surfaces nécessaires à la production. Ce choix conditionne fortement le classement des systèmes ou des modes de productions les plus « vertueux ». Une seconde raison réside dans la difficulté à quantifier les services environnementaux des prairies et des paysages bocagers associés aux activités d'élevage. Par exemple le rôle des prairies permanentes dans la séquestration du carbone varie fortement selon les types de couverts et leur mode de conduite, en interaction avec les conditions pédoclimatiques.

Ainsi, si l'on s'en tient à une approche d'efficacité alimentaire de l'élevage (qui ne prend pas en compte la qualité des protéines animales consommées, ni la composition des produits), les monogastriques ont un rendement énergétique et protéique en général supérieur à celui des ruminants. Il faut cependant garder à l'esprit qu'au-delà du simple rendement, les deux groupes d'animaux valorisent des ressources différentes : l'alimentation des monogastriques est jusqu'ici très majoritairement constituée de grains et de tourteaux provenant de terres arables, qui pourraient plus facilement être utilisées directement pour l'alimentation humaine. En revanche, les ruminants sont capables de transformer de l'herbe en protéines, et peuvent être majoritairement ou exclusivement nourris à l'herbe. A ce jour, les bovins consomment toutefois près du quart des aliments concentrés en Union Européenne. Cette part de l'herbe est très variable dans leur alimentation. Des études ont par ailleurs tracé et mesuré les flux intercontinentaux d'aliments ou de nutriments afin d'estimer l'empreinte d'un système alimentaire global qui connecte les différents continents. Le poids relatif de ces échanges, convertis en surfaces cultivées ou pâturées, varie d'un facteur 10 selon les types d'aliments considérés. Ainsi, la forte dépendance de l'élevage européen aux importations d'aliments protéiques pour les aliments concentrés, est à mettre en regard de l'ensemble des fourrages consommés par les animaux (incluant le maïs ensilage, les céréales et protéagineux, les prairies et parcours) qui fournissent en réalité l'essentiel des apports pour les ruminants. Au-delà du commerce d'aliments du bétail, les surfaces externalisées associées à la consommation de produits animaux peuvent varier du tout au tout selon les hypothèses de rendements et d'affectation des terres aux différents produits d'origine animale. Ceci ne remet nullement en cause l'intérêt de ces modélisations globales, mais invite à regarder avec attention les hypothèses et la signification des données statistiques, variables d'un pays à l'autre, qui sous-tendent leurs quantifications.

2. Un bouquet composé de multiples services difficiles à hiérarchiser et à agréger...

L'objectif du vaste tour d'horizon des impacts et services issus des élevages européens était d'établir un bilan des effets positifs et négatifs de l'élevage dans chaque territoire afin d'instruire des priorités d'action pour les décideurs publics ou privés. Or, chaque dimension étudiée – climat, biodiversité, emploi, travail, patrimoine, santé et bien-être animal, consommation, développement territorial – s'est révélée incontournable sans qu'aucune hiérarchie entre ces dimensions ne puisse, à priori, se justifier. De plus, ces dimensions sont difficiles à agréger : les effets positifs de l'élevage sur les unes ne compensent pas ses effets négatifs sur les autres ; à l'inverse certains systèmes d'élevage ayant certains effets négatifs fournissent aussi des effets positifs non substituables. L'expertise a également souligné la difficulté d'obtenir des résultats généralisables tant la diversité des territoires et des systèmes d'élevages génère des bouquets de services contrastés. Par ailleurs, les études réalisées aux échelles les plus englobantes ne prennent en compte que l'effet des systèmes dominants, alors que certains systèmes de niche, encore minoritaires dans les territoires, permettent des bouquets de services plus équilibrés. Enfin, les évaluations, fussent-elles multicritères et basées sur des indicateurs validés, expriment *in fine* un jugement de la part de l'évaluateur. Les indicateurs permettent d'objectiver les différentes dimensions étudiées mais impliquent cependant des simplifications qui ne sont pas neutres. Les jugements issus ou induits par ces évaluations varient aussi selon les échelles d'analyse, et le choix des seuils au-delà desquels ces indicateurs varient relève souvent d'un choix empirique, politique ou sociétal plus que d'une réalité objective. Ainsi, même si la pluralité des méthodes et leur développement récent permettent d'approcher de manière de plus en plus précise les impacts et services issus des élevages, il reste délicat de dégager un résultat agrégé fiable et

consensuel. L'approche du problème par une expertise collective (qui diffère fondamentalement d'une évaluation par sa méthode) ne permet pas de trancher ces questions d'agrégation, de pondération ou de hiérarchisation entre critères.

...mettant en relief de multiples arbitrages,

- *Arbitrage production-environnement*

Cela dit, l'expertise collective a permis de recenser les associations entre services et impacts les plus fréquemment observés. La littérature scientifique rapporte ainsi d'avantage de situations de concurrence que de synergies entre les services issus de l'élevage. Les travaux pointent ainsi de manière récurrente les antagonismes entre de forts niveaux de production animale et certains services de support et de régulation de l'environnement. Les effets non marchands comme les services de régulation et les services culturels, sont plus souvent conciliables entre eux. La comparaison de deux des territoires types mis en avant par cette ESCO (« territoires à vocation productive », « territoires herbagers autonomes » et « territoires où cohabitent cultures et élevage » ; voir chapitre 6) illustre bien ces grandes tendances. Les territoires à forte densité animale ont développé une capacité de production élevée basée sur un tissu agro-industriel dense et un fort recours aux intrants de synthèse et aux importations. Ce fort recours aux intrants permet de s'affranchir des limites productives du milieu. Ces territoires supportent également des pressions environnementales locales dépassant souvent la capacité de régulation des milieux. A l'inverse, dans les territoires herbagers, et notamment en montagne, les systèmes d'élevage se construisent sur un lien plus fort aux ressources locales. Les volumes produits sont alors limités par la capacité productive du milieu. Ces systèmes ont des impacts environnementaux modérés, à la mesure des capacités de régulation des milieux et maintiennent ainsi les services environnementaux liés aux prairies, aux parcours et aux paysages. La filière avale de ces territoires herbagers se développe généralement en appui à ces systèmes ; elle peut notamment valoriser (et contractualiser) les savoir-faire locaux et l'utilisation de ressources locales au travers d'un cahier des charges de qualité, comme dans le cas de la plupart des AOP.

- *Arbitrage effets locaux-effets globaux*

A cet antagonisme entre production et impacts environnementaux locaux se superpose l'opposition entre effets globaux et locaux : les systèmes très productifs sont souvent les plus efficaces en termes d'indicateurs globaux, en particulier pour les émissions de gaz à effet de serre des ruminants ramenées aux quantités produites. Dans les systèmes très productifs, on cherche à optimiser l'alimentation des animaux de manière à exprimer au mieux leurs aptitudes de production et permettre une croissance rapide ; ceci réduit simultanément les intrants nécessaires à la production d'un kg de carcasse ou de lait et les pollutions liées aux déjections des animaux. Les fortes densités animales observées dans les territoires accueillant de tels systèmes induisent néanmoins de forts impacts par unité de surface sur la qualité de l'eau, de l'air et la biodiversité. A l'inverse, les services favorables à l'environnement local sont associés aux systèmes d'élevage liés au sol (extensifs ou certifiés en agriculture biologique, label rouge ou produits d'appellation d'origine, systèmes de polyculture-élevage). Le coût environnemental de ces pratiques par kilo produit peut en revanche être plus élevé, notamment pour les monogastriques, du fait d'un cahier des charges contraignant à l'utilisation de plus de surface par animal et de races animales moins productives auquel s'ajoute l'effet d'une plus grande longévité dans le cas spécifique des volailles de chair et des porcins. Les ruminants, en particulier en élevage allaitant, ont également des niveaux d'émission de GES élevés. Cependant les exploitations d'élevage extensif sont compatibles avec une conduite des prairies et pâturages permanents permettant une séquestration annuelle du carbone compensant une part significative des émissions exprimées en équivalent CO₂. Un calcul des émissions nettes tenant compte de cette séquestration est délicat car il doit tenir compte des épisodes de déstockage qui peuvent affecter ces surfaces sur une durée compatible avec le calcul du potentiel de réchauffement global des émissions en équivalent CO₂,

durée qui est en général de 100 ans. Les élevages de ruminants extensifs, basés sur l'utilisation de fourrages, ont moins recours aux concentrés dont les intrants de production peuvent présenter divers types d'impacts environnementaux négatifs, dont l'utilisation de pesticides). Compte tenu du poids des références historiques dans les aides PAC, les systèmes intensifs reçoivent en moyenne plus d'aides à l'hectare, alors qu'ils génèrent les impacts environnementaux locaux les plus forts ; tandis que les systèmes extensifs participent à l'entretien des paysages et prairies, avec des effets positifs en termes de biodiversité et de séquestration du carbone. Les systèmes extensifs reçoivent quant à eux davantage d'aides couplées à la production alors qu'ils émettent plus de gaz à effet de serre par unité produite. La distribution des aides PAC semble ainsi discutable, au moins pour les effets environnementaux. La nouvelle PAC décidée fin 2013 devrait atténuer ce problème par la convergence des paiements de base à l'hectare. Il faut signaler que paradoxalement les paiements dédiés au verdissement échappent à cette convergence. En outre la nouvelle PAC a maintenu la possibilité de paiements couplés au cheptel. Comparée à celle de paiements découplés d'un montant égal, l'efficacité de telles aides pour le soutien des revenus des agriculteurs est discutée, car une partie de ces aides est transmise via les effets prix aux secteurs d'amont et d'aval. En outre l'application d'une politique de taxation proportionnelle aux émissions de gaz à effet de serre dans l'agriculture, comme cela se met en place dans d'autres secteurs, conduirait logiquement à taxer les animaux plutôt qu'à les subventionner.

- *Arbitrages compétitivité-emploi*

Les arbitrages entre la compétitivité sur les marchés et l'emploi sont équivoques. L'agrandissement des ateliers d'élevage et le confinement des cheptels est la voie historiquement suivie dans le but d'améliorer la compétitivité-coût des exploitations par la substitution du capital au travail. Ce mouvement est globalement destructeur d'emplois dans l'élevage, y compris dans une situation de croissance de la production comme en témoigne l'analyse des statistiques européennes sur les 15 dernières années pour les secteurs laitier, porcin et avicoles. Cependant du point de vue régional, la recherche de la compétitivité-coût va de pair avec des économies d'agglomération dans l'agriculture et l'agroalimentaire, et donc génère une concentration locale des emplois, stratégie socialement pour les collectivités concernées. Le maintien du niveau d'emploi dans les exploitations agricoles passe cependant par l'accroissement continu de leur production pour absorber les gains de productivité du travail. Si l'intensification des élevages est présentée comme une voie pour améliorer les conditions de travail ou encore la productivité du travail, le processus d'industrialisation de l'élevage peut également détériorer le travail en élevage du fait de l'augmentation du nombre d'animaux par travailleur, du manque de temps, de la répression de l'affectivité dans le travail, de l'altération du rapport à soi et aux autres, de la souffrance des animaux. Dans les élevages extensifs les conditions de travail des éleveurs seraient améliorées en termes de volumes et de durées du travail, mais au prix d'un accroissement de la charge mentale.

La différenciation des produits offre une alternative à l'accroissement de la production pour sortir de l'opposition entre compétitivité et emploi : la meilleure valorisation de produits sur des marchés de niches, qui peuvent être néanmoins de taille conséquente, permet souvent de mieux rémunérer les acteurs de ces filières. Au-delà des soutiens publics, cette stratégie nécessite une coordination forte entre agriculteurs, transformateurs et distributeurs ; à ce jour celle-ci est plus ou moins efficace, par exemple en ce qui concerne la diversité des AOP fromagères françaises.

La taille, la productivité et la présence de signes de qualité dans leur gamme de produits apparaissent donc comme les trois principaux critères de performance des entreprises agroalimentaires. Ils peuvent être compatibles. En revanche, la concentration des entreprises de la transformation et de la distribution conduisent à un déséquilibre du rapport de force au détriment des éleveurs qui se voient alors imposer des prix bas. Les coopératives agricoles et, plus récemment, les organisations de producteurs ont vocation à contrecarrer ce pouvoir de marché de l'aval. La réforme de la PAC de 2013, à la suite du paquet-lait de 2010, permet à ces

organisations agricoles d'organiser la commercialisation et de déroger au droit de la concurrence dans des limites spécifiées. La rigidité de la demande est une des conditions pour induire une meilleure répartition de la valeur ajoutée pour les éleveurs ; elle caractérise davantage les marchés régionaux et nationaux de biens sous signes de qualité que les produits standards qui restent assujettis à la concurrence mondiale.

- *Arbitrage risques naturels-risques économiques*

Un autre grand type d'arbitrages concerne les sources de risques. Les élevages herbagers sont dépendants des risques climatiques locaux, en particulier les sécheresses estivales qui peuvent fortement pénaliser la pousse de l'herbe et la constitution de stocks pour l'hiver. En revanche, ils sont plus autonomes sur le plan de l'alimentation du bétail et donc moins dépendants des fluctuations de prix des matières premières. Les élevages avicoles en plein air subissent pour leur part l'effet de périodes de confinement liées à des épizooties comme la grippe aviaire. A l'inverse, les élevages confinés s'affranchissent pour une large part des conditions climatiques locales puisqu'ils s'approvisionnent majoritairement sur les marchés mondiaux. Ce faisant, ils sont sensibles aux fluctuations de prix, et donc par ricochets, à des aléas climatiques, économiques ou géopolitiques opérant à des échelles beaucoup plus larges. Leurs animaux à hauts potentiels de production semblent également davantage sensibles à ces variations de leur alimentation, et plus exposés aux risques sanitaires. Les arbitrages sur les risques donnent lieu à des politiques et à un encadrement juridique, actuellement favorables aux productions de masse. Réduire ou couvrir les risques passe par exemple par des assurances récolte, subventionnées par la PAC, ou des marchés à terme. Ces instruments ne concernent pas les prairies, ni les productions locales ou mineures qui ne constituent pas de fait un marché conséquent pour les assureurs et les opérateurs financiers. Pour couvrir plus équitablement l'ensemble des territoires et des productions de l'élevage, les outils publics et privés doivent donc évoluer. Les possibilités offertes par les technologies de l'information permettent déjà l'apparition d'assurances indicielles, par exemple l'assurance prairies offerte par un assureur français et basée sur un contrôle de la pousse de l'herbe par télédétection qui montrent des perspectives d'évolutions intéressantes de la prise en compte du risque.

Les entreprises agricoles européennes, de petites tailles et caractérisées par des capitaux principalement familiaux, sont très sensibles à la volatilité des prix. Découlant des réformes de la PAC abaissant les tarifs douaniers et les restitutions aux exportations qui mettaient les agriculteurs européens à l'abri des fluctuations du marché mondial, ce risque annoncé est partiellement atténué par des paiements découplés indépendant des productions et des prix et constituant en moyenne un tiers du revenu agricole. L'ampleur des variations de prix depuis une dizaine d'années a cependant continué à animer le débat académique et politique sur la PAC et le risque. Un retour à des prix garantis est défendu par certains. Cela implique une politique fine de maîtrise de la production afin de ne pas transférer sur nos partenaires extra européens nos variations de production, susceptibles de provoquer comme autrefois très fortes variations des prix internationaux. D'autres s'inspirent du modèle américain de politique contra-cyclique, i.e., un soutien public accru en période de prix faibles, combiné avec une subvention aux assurances agricoles dont l'effet distorsif sur les marchés mondiaux est également avéré. Surtout, les politiques contra-cycliques supposent une réactivité du financement de la politique agricole peu compatible avec les procédures de décisions dans l'UE. Ceux qui assument l'ouverture de l'agriculture européenne aux marchés mondiaux s'interrogent sur la meilleure combinaison d'instruments d'assurance et de couverture du risque de marché et donc du soutien public à leur apporter. Ces instruments englobent les marchés à terme, le stockage public et les subventions au stockage privé, la création de fonds de mutualisation agricole mobilisant l'épargne des agriculteurs, jusqu'aux assurances revenus qui pourraient être basées sur des indices de marges calculés à partir d'indices de prix non manipulables par les assurés, sous réserve d'attirer des opérateurs financiers extra-agricoles comme pour les marchés à terme. Concernant la mise en place de la nouvelle PAC, il faut signaler que la stabilisation des marchés est une mission assignée aux organisations de producteurs qui peuvent gérer des stocks et négocier pour le compte de leurs membres sur les prix, les quantités et la qualité. Il est trop tôt pour évaluer leur efficacité dans ce domaine qui dépend des productions et du contexte

technique et économique de chacune. A cet égard aussi, l'interprofession du lait Comté qui organise les relations verticales entre affineurs, fruitières et producteurs laitiers fait figure de réussite, mais sa reproductibilité dans d'autres contextes semble limitée.

... pilotés par des politiques publiques,

Les politiques nationales sont des leviers importants de l'adaptation des systèmes d'élevage aux enjeux économiques et environnementaux. Les politiques de soutien aux zones agricoles défavorisées, cofinancées par la PAC depuis les années 1970, reconnaissent l'intérêt social, territorial et environnemental de l'élevage dans les montagnes et autres zones à handicap naturel. Sa mise en œuvre par chaque Etat membre est facultative. En France notamment elle a été revalorisée à chaque réforme de la PAC, illustrant la persistance d'un consensus politique en faveur de ces zones. D'abord payée à la tête de bétail, elle a ensuite été payée à l'hectare sous condition de chargement afin de maintenir les bienfaits de l'élevage en termes d'occupation de l'espace. Dans la nouvelle PAC, elle reste modulée selon le chargement et elle est dégressive avec la surface de l'exploitation visant aussi à conserver un nombre élevé d'exploitants. Les politiques nationales diffèrent aussi dans les zones non défavorisées. Au Danemark, l'accent a été mis sur l'acquisition de terres par les éleveurs pour l'épandage et sur la délocalisation hors du pays de la phase d'engraissement des porcelets, tout en organisant la sortie des élevages peu rentables ou hors des normes environnementales. En Irlande, le projet de développement des productions de ruminants se fonde sur l'intensification de la prairie permanente et la réalisation d'économies d'échelle tout au long des filières. Il mise sur des conditions particulièrement favorables à la pousse de l'herbe et sur la bonne image des produits qui en sont issus (*Green products*) et assume jusqu'ici le risque de dégradation de la qualité des eaux et de la biodiversité, et l'accroissement des émissions nationales de gaz à effet de serre. Notamment l'augmentation du nombre d'animaux ne peut qu'affecter l'inventaire national de GES. Cette contradiction apparente entre intensification et promotion de produits verts révèle probablement une vraie marge de manœuvre au sein des systèmes irlandais, comme en témoigne leur demande de dérogation à la directive nitrate qui implique un maintien du taux de prairie permanente et de la qualité de l'eau. En revanche les éventuelles atteintes à la biodiversité et au stock de carbone des prairies ne font pas l'objet d'engagements formels et sont plus difficiles à vérifier.

Enfin, ces choix engagent les acteurs dans un moyen terme. Les investissements irrécupérables des exploitations d'élevage, comme les bâtiments, les salles de traite, les équipements de stockage ou de traitements des effluents, verrouillent certaines orientations techniques et productives. Ainsi les voies d'amélioration doivent-elles aussi prendre en considération les pas de temps long. C'est d'ailleurs un des reproches fait aux mesures agroenvironnementales de la PAC dont la contractualisation à court terme (alliée à leur faible niveau d'incitation) met à mal les stratégies à long terme de préservation des milieux naturels, notamment les prairies permanentes.

... et des marges de manœuvre dans la diversité des systèmes d'élevage locaux

Les exemples du Danemark et de l'Irlande développés au paragraphe précédent illustrent ainsi deux trajectoires que peuvent prendre les filières d'élevage pour concilier enjeux environnementaux et économique, partant d'un système de type « productif » (Danemark) ou « herbager-autonome » (Irlande). Ces dynamiques intéressantes ne sont cependant pas transposables à toutes les régions d'élevage Européennes caractérisées par une très grande hétérogénéité, reflet d'une grande diversité de conditions pédoclimatiques et d'environnements socio-économiques entre les territoires. Cette diversité entre régions contribue au patrimoine culturel européen en produits, spécialités culinaires et paysages auxquels participent les animaux et qui est en partie reconnu et protégé au niveau européen (AOP, IGP) et international (Unesco). Au-delà de ces reconnaissances institutionnelles, les aspects patrimoniaux de l'élevage, sont également enracinés dans certaines pratiques comme la transhumance et traditions festives ou comme les courses de taureaux. La richesse culturelle associée à l'élevage va souvent de pair avec une richesse écologique, l'élevage contribuant à maintenir de nombreux

écosystèmes à haute valeur patrimoniale (e.g. plaine de la Crau, prairies de marais ou d'estives). Elle participe aussi à la vitalité du tissu rural que ce soit directement (dans les exploitations et les filières) ou indirectement (tourisme).

Au sein de chaque système type, on observe une grande diversité de système d'élevage diversité de systèmes d'élevage s'accompagnant d'un ensemble de nuances quant aux arbitrages entre les dimensions du bouquet de services (cf les cas-types du chapitre 5 et l'encadré suivant). Cette diversité reflète la grande flexibilité des systèmes d'élevage opérant à plusieurs niveaux. Ainsi, la flexibilité des pratiques d'alimentation des animaux permet de valoriser une très grande diversité de ressources incluant des fourrages grossiers pour les ruminants, des co-produits de l'industrie agro-alimentaire, voire des déchets alimentaires pour les porcins. Certaines formes d'élevage avancées dans la transition agroécologique se révèlent être productives et économiquement rentables en substituant des processus biologiques aux intrants chimiques, ainsi qu'en fournissant différents services environnementaux à la société dans son ensemble (e.g. prairie diversifiée gérée en pâturage tournant). La fréquente non-linéarité des relations entre les services d'approvisionnement et différents services culturels, de support ou de régulation permet de définir des niveaux auxquels on peut accroître un type de service sans pour autant détériorer l'autre. Il semble par ailleurs plus aisé de trouver un arbitrage favorable à la préservation de l'environnement lorsque la production est modérément impactée. La probabilité d'obtenir un compromis est également accrue lorsque les différents acteurs en présence n'ont pas d'intérêts directs (propriétés, revenus) dans l'usage des ressources en compétition. Il en est de même lorsqu'on prend en compte le point de vue de l'ensemble des acteurs d'un territoire dans une démarche de co-construction de solutions « acceptables » pour tous, et lorsque l'on s'affranchit de l'idée que le service de production devrait être systématiquement prioritaire vis-à-vis de la fourniture des autres services écosystémiques.

Différentes voies d'amélioration qui mettent en œuvre des leviers techniques ou organisationnels se dessinent ainsi à l'intérieur des territoires où la complémentarité entre différents types de systèmes de production peut devenir source de synergies. Les systèmes de polyculture-élevage représentent par exemple une sorte « d'idéal agronomique » dans lequel les animaux valorisent des ressources produites localement sur des surfaces qu'ils fertilisent grâce à leurs déjections ? La complémentarité entre élevage et cultures peut s'organiser à l'échelle de l'exploitation, et ceci tant pour les systèmes ruminants que monogastriques. Lorsque des contraintes de travail, d'investissements, ou tout simplement d'attrait des éleveurs pour telle ou telle production génèrent des verrous difficiles à dépasser, l'organisation des interactions à l'échelle du territoire entre systèmes spécialisés de cultures et d'élevage peut permettre d'atteindre les mêmes formes de complémentarité entre production animale et végétale. Une organisation raisonnée de la coexistence de différentes formes d'élevages et de cultures et de leurs interactions offre notamment des possibilités de mutualisations ou des complémentarités pour la gestion des effluents, l'approvisionnement en fourrages ou concentré, voire une utilisation des terres de cultures pas les animaux après la récolte (intercultures, pâturage des chaumes). En dehors des milieux remarquables (qui eux demandent une certaine homogénéité), la diversification des usages agricoles au sein des territoires par l'association de différents niveaux d'intensité d'utilisation des ressources qui accroît l'hétérogénéité des milieux a également un effet positif sur la biodiversité ; la présence d'infrastructures naturelles (haies, bosquets, mares, etc.) et de prairies permanentes au sein d'un espace intensément cultivé offre des habitats, réservoirs alimentaires, corridors qui sont autant de moyens de préserver la biodiversité susceptible de fournir divers services de support et de régulation.

La coexistence entre différents systèmes de productions animales et végétales dans des systèmes territoires offre également des opportunités pour préserver le patrimoine local grâce à des logiques commerciales de différenciation de gamme de produits, pour accroître la complémentarité entre l'industrie et l'élevage susceptible de valoriser ses co-produits. Elle offre également un renforcement des liens entre ville et campagne pour l'approvisionnement alimentaire. La possibilité pour l'élevage local (et plus largement l'agriculture locale) de fournir une offre diversifiée de produits, par exemple dans des « drive fermiers », bénéficie à la dynamisation des

systèmes agri-alimentaires locaux, la flexibilité de l'aval de la filière capable de valoriser les produits animaux sous une grande diversité de forme (ex : filière laitière) également. Capitaliser sur cette diversité de systèmes au sein des territoires fournit de nombreux leviers d'action pour dépasser les multiples arbitrages au-delà de la simple « optimisation » des systèmes dominants.

Quelques stéréotypes à nuancer.

L'élevage a été soumis à de nombreuses critiques au cours des dernières années (e.g. Livestock Long Shadow). Ces critiques, souvent reprises sans nuance peuvent entraîner des discours caricaturaux sur l'élevage. Sans nier les impacts négatifs de l'élevage, ni survaloriser les impacts positifs, cette expertise a été l'occasion de repréciser et de nuancer certains stéréotypes. Par exemple, **affirmer que les systèmes très productifs sont nécessairement ceux qui polluent le plus est contredit par les calculs d'impacts par unité de produit** qui ont été fortement réduits au cours des dernières décennies. De même affirmer que ces systèmes sont les plus efficaces est contredit par les estimations des coûts environnementaux totaux. **Ainsi le débat demande de préciser la référence et le périmètre auxquels on se rapporte** : les niveaux d'impact diffèrent fortement entre effets locaux et effets globaux. Pour les effets locaux, **la sensibilité des milieux à une perturbation est à prendre en compte pour mieux interpréter les résultats** : par exemple, les ACV évaluent souvent l'impact potentiel d'un système qu'il est nécessaire de resituer pour éviter toute normativité. Ainsi selon l'unité à laquelle on rapporte les indicateurs (kg de produits, surface utilisée, ...) et le niveau d'organisation auquel on se place (territoire national, département, petite région agricole, les évaluations peuvent apparaître contradictoires et induisent des biais d'interprétation. De même, **affirmer que l'élevage est néfaste à la sécurité alimentaire à partir de modélisations sur l'occupation des terres** est réducteur par manque d'information sur les autres composantes de la sécurité alimentaire (accès à la nourriture et qualité des aliments) et sur les sources d'aliments pour bétail (coproduits de l'industrie agroalimentaire, valorisation de terres faiblement productives). **Le rôle de l'élevage comme cause majeure du déclin de la biodiversité** s'explique par le poids des cultures destinées à l'alimentation animale. Or l'élevage a la particularité de créer et de maintenir des écosystèmes particuliers que sont les prairies. En Europe (et sauf cas très particulier) ces systèmes ne pourraient se maintenir que dans de rares cas en dehors des activités d'élevage, l'évolution naturelle de ces écosystèmes étant la fermeture progressive des milieux vers des écosystèmes forestiers. Les prairies accueillent ainsi une biodiversité extrêmement riche tant floristique que faunistique ayant évolué conjointement avec les pratiques agricoles depuis des millénaires. De nombreux paysages (et la biodiversité qui leur est associée) comme les prairies d'Alpage, les estives du Massif Central et des Pyrénées, les marais de la façade Atlantique ou les garigues ouvertes méditerranéennes ne pourraient ainsi pas se maintenir sans l'élevage. Autre exemple : l'ESCo a montré que les **systèmes herbagers, contrairement à une idée reçue, ne sont pas minoritaires, ni peu rentables économiquement.**

3. Identification des manques et des pistes pour la recherche

Une grille de lecture complémentaire : la santé et la nutrition

L'expertise n'a pas abordé deux domaines d'impacts à savoir la santé et la nutrition humaines car ces domaines étaient hors du cahier des charges transmis par les commanditaires. Ces domaines sont néanmoins omniprésents dans les débats médiatiques et scientifiques actuels. Les maladies chroniques liées à l'alimentation sont devenues un enjeu majeur de santé publique. L'excès de consommation de viande rouge et de charcuteries est souvent mis en avant dans les facteurs de risque des maladies cardio-vasculaires et des cancers. La responsabilité, dans ces maladies, des produits transformés qui incorporent plutôt des viandes blanches est également étudiée. Inversement la contribution importante des produits animaux à la fourniture de protéines de haute qualité, de minéraux et de nombreux micronutriments et vitamines est également régulièrement rappelée par les nutritionnistes. Les qualités nutritionnelles des viandes et des produits laitiers produits à base d'herbe sont elles aussi soulignées dans de nombreuses études dont les résultats sont convergents. Mais les conditions de préservation de cette qualité au long de la filière jusqu'à l'aliment ingéré ne sont pas vraiment connues.

Toujours sur le registre de la santé, l'utilisation de pesticides en élevage et plus généralement en agriculture est un domaine qui reste encore peu étudié, cependant les situations d'exposition sont nombreuses pour le consommateur comme pour les professionnels, concernent beaucoup de produits et d'opérations techniques et de travailleurs (éleveurs, salariés, techniciens). Cela soulève parfois également des contradictions entre santé humaine et environnement. Plus spécifique à l'élevage est la question de l'utilisation des antibiotiques en élevage et du coût induit pour la société du développement d'antibio-résistances.

Des travaux récents des scénarisations prospectives faisant varier les niveaux de consommation en produits animaux ont souligné la sensibilité des impacts environnementaux à une réduction de la part animale des régimes alimentaires et aux substitutions entre types d'animaux. Ce pan de recherche est actuellement dynamique sans pour autant faire consensus (approches normatives, non contrefactuelles...). L'alimentation apparaît comme un moyen de réorienter les systèmes d'élevage, quand les politiques agricoles et environnementales peinent à le faire. Cette stratégie, relayée par de nombreux acteurs de la société civile, se traduit par des scénarios ou des injonctions à réduire notre consommation en produits animaux, en général, et surtout en produits carnés. Si un consensus semble émerger sur l'intérêt d'une réduction de la part de produits carnés dans l'alimentation, les débats restent nombreux sur l'importance et les macro-conséquences que peut revêtir cette baisse, les résultats dépendant très fortement des scénarios de production considérés ainsi que de la méthodologie d'estimation des impacts. Un état de l'art exhaustif des connaissances sur ce sujet ainsi que sur les scénarios d'exploration des futurs possibles reste nécessaire, notamment dans un contexte d'évolution forte de l'offre d'alternatives aux protéines animales considérées dans cette expertise (poissons, insectes, protéines végétales). Il n'en demeure pas moins que (i) la situation actuelle n'apparaît pas viable sur le long terme, notamment au regard de l'accroissement attendu de la population mondiale et que (ii) de par la capacité des animaux d'élevage à valoriser des milieux difficiles et des coproduits de l'industrie agro-alimentaire, il existe de nombreuses formes d'élevage qui ne rentrent pas en compétition avec l'alimentation humaine.

La question de l'abattage des animaux a également pris récemment une place importante dans les débats de société. Diverses options alternatives au système actuel sont envisagées notamment pour permettre à l'éleveur de mieux maîtriser cette étape de la production (e.g. abattoirs mobiles permettant un abattage à la ferme) mais il n'existe pour le moment que peu d'études scientifiques sur le sujet.

Ces champs d'investigation apparaissent une prolongation complémentaire au tour d'horizon de la présente expertise.

Encadré 2. Incertitudes, controverses scientifiques, lacunes principales par type d'impact

- **Sur la biodiversité** : la préservation de la variabilité génétique intra-population chez les animaux d'élevage ; l'impact de l'élevage sur la biodiversité faunistique et en microorganismes, caractériser la relation non linéaire entre intensité des pratiques agricoles et biodiversité, les relations élevage prédateurs ; lever l'ambiguïté entre hétérogénéité et fragmentation des paysages.
- **Sur la qualité de l'air** : la production de facteurs d'émission spécifique à chaque type d'élevage, l'identification des « meilleures techniques disponibles » pour réduire la production et la dispersion des particules secondaires ; l'évaluation du rôle de l'élevage sur les émissions de particules...
- **Sur l'utilisation des surfaces agricoles** : la consolidation des approches et estimations, prise en compte des conséquences globales de choix locaux
- **Sur l'indépendance stratégique de l'Europe** : les conséquences de l'importation massive de protéines végétales pour nourrir les animaux européens
- **Sur la consommation d'énergie** : le calcul de coefficients énergétiques des intrants en élevage ; l'évaluation multicritère des performances de la méthanisation,
- **Sur le climat** : la séquestration du carbone, les émissions suivant les pratiques alimentaires et de gestion des effluents
- **Sur les intrants**: le potentiel des coproduits, des légumineuses, les estimations des flux transcontinentaux mais aussi locaux et régionaux.
- **Sur le sol** : incertitudes sur les évolutions de la qualité des sols liées à la conduite des animaux ; manques sur la vie du sol et son lien à l'élevage
- **Sur les produits**: les connaissances sur les marchés des produits animaux non alimentaires (cuirs, peaux), sous-produits et déchets ; connaissance sur les produits ultra-transformés contenant des ingrédients issus de l'élevage.
- **Sur l'emploi et le travail** : les abattoirs, les déterminants de la détérioration du travail en élevage, l'évaluation des conduites d'élevage simplifiées et des conséquences de l'usage de technologies numériques sur le travail, la santé des travailleurs...
- **Sur la santé animale** : le devenir des pathogènes et résidus alimentaires et médicamenteux dans le biome et les hôtes opportunistes des animaux ; l'évaluation des risques zoonotiques, les comparaisons entre systèmes d'élevage...
- **Sur les filières agricoles**: la contribution des filières à l'économie locale (notamment en raison de la faiblesse de la comptabilité publique régionale, surtout en France), la répartition de la valeur au sein des filières
- **Sur le bien être** : identification de critères de bien-être spécifiques aux élevages extensifs ; de critères permettant de comparer systèmes extensifs et intensifs ; conditions de vie et d'abattage des animaux.
- **Sur le droit** : la question des choix techniques opérés au nom voire à la place des citoyens ; les outils d'encadrement des productions extensives ; Le statut des effluents ; les outils de préservation des sols agricoles ; l'encadrement des risques (normes et étiquetage) ; l'encadrement de l'adoption de comportement écologiques par les consommateurs, les éleveurs... ;
- **Sur les approches patrimoniales** : les activités liés au cuir, plumes, laine et l'artisanat, le statut du foncier dans le pastoralisme, l'élevage dans les économies de subsistance, les pratiques urbaines...
- **Sur les loisirs** : économie touristique, tourisme équestre, élevage et agritourisme

Enjeux méthodologiques relatifs à la quantification des services

Tout au long de l'expertise, les quantifications se sont heurtées à de nombreuses limites méthodologiques. Ces limites ne sont pas propres à la question de l'élevage mais leur omniprésence dans les débats ne permet pas de les passer sous silence. Sans chercher l'exhaustivité, nous en listons donc ici les principales :

- *Le prix, un indicateur synthétique mais partiel* : Une partie des rôles, impacts et services rendus par l'élevage et ses produits peut être appréhendée par le biais de la métrique « prix ». Cette variable relativement intégrative montre cependant de nombreuses limites. En effet, parmi les cinq domaines que nous avons examinés, deux d'entre eux, la production et la consommation d'intrants, correspondent à des biens échangés sur des marchés. On peut y ajouter l'emploi auquel un marché peut (dans une certaine mesure) être rattaché. Pour ces produits et facteurs de production marchands, les prix peuvent être considérés comme une variable intégratrice de nombreuses propriétés que les fournisseurs et acheteurs définissent et acceptent. Cela ne signifie pas qu'il n'y ait pas de vice ou de qualité cachée, mais la régulation du contenu et de l'étiquetage des produits vise à réduire ces difficultés. Le consentement des consommateurs à payer un prix supérieur pour des attributs de qualité reflète certaines dimensions sociales et environnementales des produits ou de leur processus de production. Enfin, les prix dépendent aussi des politiques sanitaires, sociales, fiscales et environnementales qui présentent de fortes spécificités nationales et régionales. Ils intègrent par exemple les coûts associés aux respects de réglementations. Ainsi, la variable prix, bien qu'imparfaite (car dépendant notamment fortement de la répartition de la richesse dans la filière) est une variable qui intègre plusieurs dimensions. C'est de plus une donnée largement disponible et de ce fait fréquemment utilisée pour comparer les performances d'entreprises aux productions et aux facteurs de productions très divers.
- *La difficile mesure des externalités et des biens à caractère public* : en revanche, pour **les externalités** (e.g. pollution des eaux) et **les biens à caractère public** (e.g. paysage), le lien entre les émetteurs et les bénéficiaires ne fait pas aussi facilement l'objet d'un accord entre les parties concernées. D'une part il s'agit souvent d'entités multidimensionnelle et les préférences vis-à-vis de ces différentes dimensions varient d'une personne à l'autre ; or contrairement à celle d'un bien privé, la consommation d'un bien public ou l'exposition à une externalité n'est généralement pas facultative (e.g. pollution) et toute action pour les réguler suppose une concertation et un accord entre ces personnes avant même de s'adresser à celles qui peuvent modifier ce bien ou cette externalité. D'autre part, la définition et la mesure de ces dimensions peut être entachée d'incertitudes scientifiques qui peuvent être investies par différentes parties pour faire valoir leurs préférences.

L'exemple de la biodiversité illustre bien ces caractéristiques. La biodiversité, qui est à la base du fonctionnement des écosystèmes et donc des services qu'ils rendent peut être perçue de manières très diverses, la biodiversité floristique, entomologique ou faunistique recherchée par l'écologue, le naturaliste, ou le gestionnaire de milieux naturels ou de territoires (cf parcs naturels) peut représenter une contrainte pour l'agriculteur. L'intérêt du bocage a par exemple bien du mal à faire consensus entre les différents acteurs. Entretenu par les agriculteurs, et notamment les éleveurs, les haies offrent des services support comme l'habitat d'une flore et d'une faune diversifiée, des services de régulation notamment au niveau des composantes climatiques et des services culturels à travers la beauté scénique du paysage. La biodiversité accrue induite par le maillage bocager comme la modification du microclimat (comparée à une continentalisation), éléments positifs pour l'environnement peuvent aussi induire des impacts négatifs sur la production agricole.

L'intervention publique (collectivités, Etat ou des Etats pour les enjeux globaux) vise donc à réguler ces biens publics et externalités en situation de connaissances incomplètes, et de divergences de points de vue entre les différentes parties. Sa première tâche est de les caractériser par des indicateurs acceptables par le plus grand nombre. La deuxième est d'établir les chaînes de causalité conduisant à ces bienfaits ou

nuisances. La troisième est de choisir l'instrument de politique le mieux adapté. Chaque étape comporte des difficultés méthodologiques qui se répercutent sur les autres.

- *Les données, moteur de l'évaluation* : les données les plus abondantes et les plus précisément renseignées correspondent généralement aux flux marchands, d'où une tendance naturelle à évaluer des indicateurs de pression par le biais des flux marchands plutôt que des indicateurs d'impacts (par exemple évaluer la pollution par le biais des « ventes totales de produits phytosanitaires »). Les données relatives à des indicateurs d'impacts sont en effet peu abondantes, surtout lorsque l'on s'intéresse à des évaluations à large échelle. Le choix de l'indicateur dépend ainsi souvent de la disponibilité de la donnée plus que de la pertinence de l'indicateur en tant que tel. Sur l'exemple de la biodiversité, on constate par exemple que la majorité des études mobilisant des indicateurs d'impacts s'appuie sur l'indicateur « oiseaux communs », un indicateur qui peut être pertinent mais qui est surtout le seul disponible avec une bonne couverture, à de larges échelles et de manière homogène.
- *Au-delà des indicateurs, un problème de causalité* : Au-delà de la question du choix des indicateurs, le principal problème tient dans la faible corrélation entre les décisions prises au niveau de l'agriculteur ou de la filière et les impacts environnementaux. Les chaînes de causalités entre événements sont en effet généralement longues et chaque maillon n'est que partiellement déterministe. Les dynamiques en jeu sont multifactorielles, incluant de nombreuses boucles de rétroactions et embranchements. Il en résulte des réponses souvent décalées dans le temps en lien à une forte inertie des systèmes mais surtout dont la temporalité est très hétérogène d'un territoire à l'autre ce qui rend la lecture des effets de l'élevage sur les territoires encore plus difficile. A cela s'ajoute nombreuses corrélations ne reflétant aucun lien de cause à effet (ex: variables influencées par une même variable tierce).
- *La tentation du « tout modèle »* : une manière de se saisir de cette complexité souvent rencontrée dans la littérature est de recourir à la modélisation. La modélisation est en effet une manière de réduire l'incertitude à des événements probabilistes prédictibles (voire d'exclure du modèle toute incertitude) et ainsi de faire émerger des tendances et de comparer des scénarios. Cependant, ces approches restent très dépendantes de la donnée primaire sur lesquelles elles s'appuient et des hypothèses sous-jacentes (e.g. courbes de réponses utilisées, modèle climatique,...). Les modèles sont également très sensibles à la définition des limites des systèmes considérés (e.g. prise en compte ou non des effets délocalisés). Il en résulte une grande variabilité dans les sorties des modèles, d'un modèle à l'autre mais aussi pour un même modèle selon le jeu d'hypothèses mobilisé.
- *La multidimensionalité de l'évaluation* : des interventions publiques sont mises en place avant que l'évaluation ne soit complète, mais elles n'exigent pas qu'un consensus existe sur la définition et les causes. Les politiques publiques se trouvent alors en situation de devoir gérer différents biens, externalités et services, souvent antagonistes (voir partie 6) partiellement connus et sur lesquels il n'existe pas de consensus entre les différents acteurs. A cela s'ajoute la difficulté des arbitrages local-global (e.g. qualité de l'eau vs climat) et de devoir concilier des politiques transversales aux différents territoires (voire définies au niveau international) et des politiques locales, adaptées aux enjeux du territoire concerné.

Enjeux transversaux liés à la valorisation de la multi-dimensionnalité de l'élevage

Au-delà de la production de denrées alimentaires, cette expertise met en avant les nombreux services et impacts fournis par l'élevage. Ces dimensions restent cependant très secondaires dans la valorisation économique de l'activité d'élevage, ce qui peut entraîner un déséquilibre des bouquets de services vers la production de bien. Dans un contexte de crises économiques récurrentes pour de nombreuses filières d'élevage et en parallèle d'une

approche réglementaire, deux grandes pistes généralement considérées pour ré-équilibrer ces bouquets passent par une meilleure valorisation des dimensions non productives : les politiques publiques et le marché. Mais ces approches restent largement à améliorer.

- *La faible efficacité des politiques publiques*: L'analyse des travaux en économie, notamment en économie publique, conduit à constater un grand décalage entre les politiques réelles et les politiques optimales pour chacun des objectifs assignés à ces politiques. L'une des raisons en est la modification des objectifs politiques poursuivis au cours du temps. La définition de politiques optimales se base sur un ensemble de caractéristiques techniques et sociales du contexte dans lequel elles doivent s'appliquer, mais peu de travaux s'intéressent à la transition d'une politique à l'autre. Ces transitions constituent pourtant l'histoire de la PAC qui reste marquée par le soutien des prix agricoles, puis des aides directes compensant l'abandon de ce soutien et de leur découplage progressif des choix et des niveaux de productions. Elle essaie parallèlement d'intégrer les enjeux environnementaux, mais sans jamais partir de ces enjeux pour définir les instruments supposés les cibler. D'autre part peu de travaux en économie agricole partent du constat que la loi n'est pas toujours appliquée. Pourtant la conditionnalité a été instaurée pour utiliser le levier constitué par les aides directes pour faire appliquer les directives européennes. Il y a là deux vastes champs de recherche bien au-delà de l'économie.
- *La question des interactions entre dimensions* : La mise en place de politiques publiques cohérentes est rendue d'autant plus difficile que l'on manque cruellement de connaissance sur les interactions entre les différentes dimensions des bouquets de services fournis par les systèmes d'élevage. En effet, si de nombreux progrès ont été faits pour évaluer conjointement l'ensemble des services et impacts fournis par l'élevage, les études réalisées correspondent généralement à une photographie instantanée de l'état d'un système, sans précision sur les liens de causalité entre les différentes dimensions du bouquet. Dépasser ces approches statiques en développant de travaux sur les dynamiques des interactions entre dimensions permettrait d'anticiper les effets en cascade des politiques publiques sur les dimensions non ciblées.
- *Le manque de visibilité pour le consommateur de la diversité des services fournis par l'élevage* : Dans un contexte de défiance grandissante vis à vis de l'élevage (crises sanitaires, environnementales, failles de traçabilité,...), plusieurs tendances montrent une volonté d'une partie des consommateurs de recréer un lien aux systèmes de production afin de consommer des produits issus de systèmes plus "vertueux". Les systèmes d'indication géographiques tout d'abord qui associent (plus ou moins explicitement) le produit à un ensemble de services rendus par l'élevage (environnementaux, culturels,...) par le biais de son identification à un territoire. Mais surtout les circuits courts qui illustrent le regain d'intérêt d'une partie des consommateurs pour des productions locales. En développant une relation de proximité et de confiance avec l'agriculteur, il s'agit notamment d'avoir accès à une information détaillée sur le type d'agriculture à l'origine de son alimentation. Ces différentes dynamiques illustrent l'importance grandissante que revêtent les modes de production dans les choix de consommation d'une partie de la population et montrent le potentiel que le marché a à valoriser les dimensions non productives de l'élevage. Cette valorisation non productive passe cependant par une relation de confiance entre producteur et consommateur. Une meilleure information du consommateur par le biais d'un étiquetage plus normé sur les références aux modes de production (alimentation, abatage, etc...) et à leurs impacts environnementaux pourrait permettre de généraliser cette dynamique en dehors des exemples très particuliers mentionnés ici.
- *Le manque de valorisation des bouquets de services*: Le fait que l'élevage soit une composante majeure de la dynamique des territoires ruraux est indéniable. Il est source de multiples impacts et services qui varient grandement d'un système à l'autre. Cependant, malgré ces dynamiques locales de reconnexion, on constate une perte de lien grandissante entre une partie des consommateurs et l'élevage (urbanisation,

désanimalisation de la consommation des produits animaux). Dans ce contexte, et face une situation socio-économique difficile, ainsi qu'à un étiquetage ne reflétant pas la réalité de l'élevage et ne concernant qu'une partie des impacts et services, la variable prix reste prépondérante face aux autres dimensions dans les choix de consommation. Les dimensions socio-culturelles et environnementales se retrouvent donc en grande partie déléguées à l'Etat qui peine à les prendre pleinement en compte dans ses politiques publiques (témoin par exemple le recul des prairies permanentes, la faible efficacité des MAE, etc...). Il en résulte une double dynamique des systèmes de production. D'une part un entrainement des systèmes productifs à produire toujours plus et moins cher, avec peu de marges de progression sur les dimensions environnementales (au-delà des évolutions réglementaires intervenant comme des contraintes). D'autre part une situation verrouillée pour les systèmes herbagers en milieu difficile, contraints par leur milieu à des niveaux de production modérés voir faibles mais ne pouvant compenser ces faibles niveaux de production par la valorisation de l'ensemble de leurs contributions au bien être de la société. Des exemples de dynamiques territoriales récentes montrent qu'il est possible de dépasser cette situation (Irlande, Danemark, AOP) mais ces systèmes ne sont pas transposables tels quels dans tous les territoires et la plupart des solutions restent à inventer. Cette expertise met en avant des leviers d'action permettant de favoriser l'émergence de bouquets de services plus équilibrés dans les différents territoires. Les leviers proposés, aussi bien techniques qu'organisationnels ouvrent des pistes pour le développement de systèmes d'élevage plus agroécologiques dans les territoires européens.

LE COLLECTIF D'EXPERTS

Responsables de la coordination scientifique

Bertrand DUMONT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Pierre DUPRAZ, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Experts scientifiques

Joël AUBIN, unité mixte de recherche Sol Agro et hydrosystèmes, Spatialisation, UMR 1069 SAS, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Marc BENOIT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Zohra BOUAMRA-MECHEMACHE, Toulouse School of Economics, UMR 1415 TSE, CNRS, EHESS, INRA, University of Toulouse, 31000, Toulouse, France

Vincent CHATELLIER, Laboratoire d'Études et de Recherches en Economie LERECO, INRA, 44300, Nantes, France

Luc DELABY, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Claire DELFOSSE, Laboratoire d'études rurales, EA 3728 LER, Université de Lyon 2, Institut des sciences de l'Homme, 69363, Lyon, France

Jean-Yves DOURMAD, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Michel DURU, AGroécologie, Innovations, territoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT- ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Marine FRIANT-PERROT, Droit et changement social, UMR 6297, CNRS, Université de Nantes, 44313, Nantes, France

Carl GAIGNE Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Jean-Luc GUICHET, Université de Picardie Jules Verne, ESPE

Petr HAVLIK, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria

Nathalie HOSTIOU, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Olivier HUGUENIN-ELIE, Agroscope, Zurich, Suisse

Katja KLUMPP, INRA Clermont-Ferrand, Unité de recherche sur l'Ecosystème Prairial, UR 0874 UREP, INRA, 63000, Clermont-Ferrand, France

Alexandra LANGLAIS, Institut de l'Ouest : Droit et Europe, UMR CNRS 6262 IODE, CNRS, Université de Rennes I, 35000, Rennes, France

Servane LEMAUVEL-LAVENANT, Ecophysiologie Végétale, Agronomie et Nutritions, UMR 0950 EVA, INRA, Université Caen, 14000, Caen, France

Bertrand MEDA, Recherches Avicoles, UR 0083 URA, INRA, 37380, Nouzilly, France

Olivier LEPIILLER, Centre d'Étude et de Recherche Travail, Organisation, Pouvoir, UMR 5044 CERTOP, CNRS, Université de Toulouse Jean Jaurès, 31058, Toulouse, France (à partir de janvier 2017 affilié à CIRAD – MOISA, Montpellier)

Julie RYSCHAWY, AGroécologie, Innovations, teRritoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT-ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Rodolphe SABATIER, Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires, UMR1048 SADAPT, AgroParisTech, INRA, 75005, Paris, France

Isabelle VEISSIER, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Etienne VERRIER, Génétique Animale et Biologie Intégrative, UMR1313 GABI, AgroParisTech, INRA, 78350, Jouy-En-Josas, France

Dominique VOLLET, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

CONTRIBUTEURS INTERVENUS PONCTUELLEMENT DANS LA REDACTION DU RAPPORT

Miroslav Batka (IIASA), Diane Beldame (INRA), Catherine Belloc (ONIRIS), Jaume Boixadera (Gouvernement de Catalogne) Alain Bousquet-Melou (ENVT INRA), Michael Corson (INRA), Nadège Edouard (INRA), Estelle Fourat (Université Toulouse Jean Jaurès), Nadia Haddad (ENVA Maison-Alfort), Elodie Letort (INRA), Fabrice Levert (INRA), Bruno Martin (INRA), Elise Line Mognard (Taylor's University, Kuala Lumpur - Malaysia), Christian Mougin (INRA), Carlos Ortiz (Gouvernement de Catalogne), Laurent Piet (INRA), Thierry Pineau (INRA), Stéphane Turolla (INRA), Hayo van der Werf (INRA), Aurélie Wilfart (INRA).

DOCUMENTALISTES

Lise FRAPPIER, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Agnès GIRARD, Laboratoire de Physiologie et Génomique des Poissons, UR1037 LPGP, INRA, 35000, Rennes, France

Sophie LE PERCHEC, Délégation Information Scientifique et Technique, UAR 1266 DIST, INRA, 78026, Versailles, France

EQUIPE-PROJET

Catherine DONNARS, conduite du projet, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Kim GIRARD, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Jonathan HERCULE, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Isabelle SAVINI, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

RELECTEURS

Les experts remercient tous les scientifiques ayant relu des sections et chapitres du rapport.



INRA
SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise scientifique,
à la Prospective et aux Etudes

147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : +33 1 42 75 94 90
Fax : +33 1 42 75 91 72
www.inra.fr



MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE L'AGROALIMENTAIRE
ET DE LA FORÊT



Ministère
de l'Environnement,
de l'Énergie
et de la Mer

